Journal of Agroecology
Vol. 13, No.2, Summer 2021, p. 211-235

نشریه بوم شناسی کشاورزی
جلد ۱۳، شماره ۲، تابستان ۱۴۰۰، ص ۲۳۵-۲۱۱

مقاله علمی - پژوهشی

# برآورد پیامدهای زیست‌محیطی بوم‌نظام‌های زراعی استان خراسان تحت مدیریت رایج

علیرضا کوچکی[1*]، سرور خرم دل[2] و لیلا جعفری[3]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۰۳/۰۲
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۰۵/۱۳

کوچکی، ع.، خرم دل، س.، و جعفری، ل.، ۱۴۰۰. برآورد پیامدهای زیست‌محیطی بوم‌نظام‌های زراعی استان خراسان تحت مدیریت رایج. بوم‌شناسی کشاورزی ۱۳(۲): ۲۳۵-۲۱۱.

## چکیده

اگرچه تولید و عملکرد محصولات کشاورزی در قرن اخیر بهبود یافته و این امر موجب افزایش تولید غذا شده است، ولی این دستاوردها مشکلات اجتماعی و زیست‌محیطی زیادی را برای سلامت انسان و سایر موجودات زنده نظیر شور شدن و اسیدی شدن، آب‌شویی نیترات و تولید گازهای گلخانه‌ای به‌همراه داشته است. این تحقیق، با هدف تعیین پیامدهای زیست‌محیطی بوم‌نظام‌های زراعی تحت مدیریت رایج و فشرده در سه استان خراسان رضوی، جنوبی و شمالی اجرا شد. پیامدهای زیست‌محیطی کشاورزی فشرده در شش گروه خسارت به سرمایه‌های طبیعی شامل آب، هوا، خاک، تنوع زیستی و سلامت انسان تحت تأثیر مصرف کودها، علف‌کش‌ها و آفت‌کش‌های شیمیایی اندازه‌گیری و برآورد شد. نتایج نشان داد که با گذشت زمان روند کاهشی برای میزان توزیع، به‌کارگیری و مصرف سموم شیمیایی به‌منظور کنترل آفات، بیماری‌ها و علف‌های هرز در بوم‌نظام‌های زراعی استان خراسان مشاهده شد. میانگین نیتروژن نیتراتی نمونه‌های آب در اراضی کشاورزی بالاتر از حد مجاز ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر بود. باقی‌مانده دیازینون و آزنفوس متیل در آب آبیاری به‌ترتیب برابر با ۱۶/۳۵±۲۳/۱۸ و ۰/۶۸±۱۵/۷۸ میلی گرم بر کیلوگرم بود. بیشترین میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای شامل $CO_2$، $CH_4$ و $N_2O$ به اتمسفر برای استان خراسان رضوی به‌ترتیب ۶۳۲۰۶۰۵۲، ۴۰۰۵ و ۴۱۹ کیلوگرم برآورد گردید. میانگین غلظت نیترات خاک از حد بحرانی نیترات بالاتر بود. محتوی کربن آلی خاک در زیستگاه طبیعی و مرتع بالاتر از اراضی زراعی تعیین گردید. اگرچه تعداد کل کندوی زنبور عسل با گذشت زمان افزایش یافت، ولی طی سال‌های اخیر تعداد کندوهای بومی زنبورهای عسل در هر سه استان به صفر کاهش یافت. مقدار حداکثر دامنه نیترات برای گوجه‌فرنگی، بادمجان، خیار و اسفناج در مقایسه با حد مجاز نیترات در این محصولات به‌ترتیب برابر با ۱/۴، ۰/۷۵، ۱۷/۱۵ و ۷/۳۸ درصد بالاتر بود. در مورد چغندرقند نیز حد بالا و پایین دامنه آن از مقدار مجاز نیترات پایین‌تر بود. همچنین، غلظت نیترات در سبزی‌های برگی بالاتر از محصولات جالیزی است. بالاترین میزان تلفات عناصر نیتروژن و فسفر مربوط به استان خراسان رضوی بود.

**واژه‌های کلیدی:** آفت‌کش، حد مجاز، حد بحرانی، کشاورزی فشرده، گاز گلخانه‌ای

## مقدمه

بیشتر فعالیت‌های اقتصادی به‌دلیل استفاده بی‌رویه از منابع، سرمایه‌های طبیعی را تخریب کرده و با به‌کارگیری نهاده‌های شیمیایی، محیط زیست را آلوده می‌کنند. کشاورزی رایج افزایش هزینه‌های خارجی و پیامدهای زیست‌محیطی زیادی را به‌دنبال دارد (Pretty et al., 1999). از طرف دیگر، اگرچه طی نیم قرن گذشته بوم‌نظام‌های زراعی رایج با اتکاء به نهاده‌های شیمیایی، به‌نژادی و بهره‌گیری از مکانیزاسیون نقش بسزایی در تولید مواد غذایی ایفا کرده‌اند، ولی تبعات ناشی از بهره‌برداری بی‌رویه از منابع و آسیب‌های زیست‌محیطی نگرانی‌های قابل توجهی را ایجاد نموده است (Kamkar & Mahdavi Damghani, 2008) که از آن جمله می‌توان به فرسایش، آلودگی آب، جنگل‌زدایی، زوال ساختارهای

۱ و ۲- به‌ترتیب استاد و دانشیار گروه اگروتکنولوژی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، ایران.
۳- استادیار گروه علوم باغبانی، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان، ایران.
(*- نویسنده مسئول: Email: akooch@um.ac.ir)
Doi:10.22067/jag.v1i1.35461

اجتماعی و تضعیف اقتصاد جوامع سنتی اشاره کرد (Mahdavi Damghani et al., 2005).

بنابراین، اگرچه افزایش عملکرد مهم‌ترین هدف در فعالیت‌های کشاورزی است، بایستی خدمات دیگری از قبیل چرخه آب و عناصر غذایی، ترسیب کربن، تنوع زیستی و تلطیف محیط و چشم‌اندازها نیز به‌صورت کمی در محاسبات لحاظ گردد. به‌عنوان مثال، به‌جای عملکرد، شاخص دیگری به‌نام کارکرد به‌کار گرفته شود. بدین ترتیب، کشاورزی از حالت تک‌کارکردی به موقعیت چند کارکردی[1] ارتقاء داده می‌شود (Nassiri Mahallati et al., 2007). فرآیندهای کلیدی مانند چرخه‌های آب، کربن، عناصر غذایی و تولید اولیه که فرآیندهایی قابل اندازه‌گیری هستند (Tilman et al., 2002)، باعث بروز کارکردهایی می‌گردند که مبنای شکل‌گیری خدمات می‌باشند (Ghermandi et al., 2010). خدمات بوم‌نظام را در چهار گروه اصلی تأمین‌کننده[2]، تنظیم‌کننده[3]، فرهنگی[4] و حمایتی[5] تقسیم‌بندی می‌کنند (MEA, 2005; TEEB Foundations, 2010). نوریس و همکاران (Norris et al., 2010) در مقیاس جهانی ارزش سالانه ۱۷ مورد از خدمات بوم‌نظام را ۳۳ تریلیون دلار و ارزش سالانه خدمات کنترل بیولوژیکی در تولید گیاهان زراعی را بیش از ۴۰۰ میلیارد دلار در سال برآورد نمودند. کوچکی و همکاران (Koocheki et al., 2016) با برآورد ارزش اقتصادی خدمات بوم‌نظام‌های تولید گندم استان خراسان رضوی اظهار داشتند که خدمات آتمسفری ۶۵ درصد از ارزش کل خدمات را به خود اختصاص داد؛ در حالی‌که ارزش غذا و علوفه در مزارع ۲۱ درصد و تنوع زیستی ۹/۳ درصد را شامل شد.

بوم‌نظام‌های زراعی پیامدهای زیست‌محیطی[6] نیز به همراه دارند که برخی از آن‌ها شامل تولید گازهای گلخانه‌ای، نشت بقایای کودها، آفت‌کش‌ها و سموم شیمیایی، فرسایش، کاهش تنوع زیستی و تخریب زیستگاه می‌باشند (Dale & Polasky, 2007; Syswerda, 2009). به هزینه‌های جانبی که تحت تأثیر استفاده از محیط زیست ایجاد می‌شود، هزینه‌های خارجی[7] گفته می‌شود که ناشی از به‌کارگیری فعالیت‌های اقتصادی بوده و هزینه‌های آن‌ها به‌طور مستقیم پرداخت نمی‌شود (Pretty et al., 1999; Pretty et al., 2000). اگرچه امکان محاسبه دقیق خسارات این پیامدها وجود ندارد و برخی دیگر از پیامدهای زیست‌محیطی همچون تأثیر سمیت آفت‌کش‌ها بر جوامع انسانی، اوتریفیکاسیون و بازسازی مجدد پرچین‌ها و چشم‌اندازها هم معمولاً کمتر از حد واقعی برآورد می‌شوند (Pretty et al., 2000)، ولی با محاسبه آن‌ها می‌توان اثرات فعالیت‌های کشاورزی را برآورد و از طریق به‌کارگیری راهکارهای جایگزین مدیریتی خسارات وارده را جبران نمود.

اقتصاددانان روش‌هایی را برای برآورد هزینه‌های این پیامدها به‌کار می‌گیرند که در این روش‌ها، ارزش کالاها و خدمات به‌طور فرضی تعیین می‌شود (Brouwer, 1999; Hanley et al., 1999; Willis et al., 1993). چندین مطالعه به‌منظور برآورد این پیامدهای زیست‌محیطی در آلمان، انگلستان، هلند و آمریکا انجام شده است (Steiner et al., 1995; Pimentel et al., 1992; Pimentel et al., 1995; Fleischer & Waibel, 1998). نتایج برخی از این مطالعات نشان داده است که هزینه‌های خارجی بعضی زمین‌های زراعی و مراتع دائمی در آلمان ۱۱۷-۸۱ دلار به‌ازای یک هکتار است؛ در حالی‌که میزان این هزینه‌ها برای زمین‌های زراعی آمریکا ۲۷۴-۱۱۲ دلار برآورد شده است. هنلی و همکاران (Hanley et al., 1999) با بررسی و برآورد مطالعات سود- هزینه در برنامه‌ریزی‌های زیست‌محیطی- کشاورزی، تعیین پیامدهای زیست‌محیطی را برای بهبود شرایط اجتماعی و ارتقاء راهکارهای برنامه‌ریزی‌های زیست-محیطی توصیه نمودند. مطالعات اگلتورپ و همکاران (Oglethorpe et al., 2000) نیز نشان دادند که این تجزیه و تحلیل‌ها می‌تواند در توسعه سیاست‌گذاری‌ها برای بهبود راهکارهای مدیریتی در بوم‌نظام‌های زراعی مفید واقع گردد. پرتی و همکاران (Pretty et al., 2000) با کمّی کردن هزینه‌های خارجی بوم‌نظام‌های زراعی فشرده بیان داشتند که با برآورد این هزینه‌ها می‌توان گامی مؤثر در راستای بهبود پاکسازی محیط زیست برداشت و راهکارهای مفیدی را در جهت کاهش خسارت به سرمایه‌های طبیعی و حفاظت از آن‌ها و بازیابی سلامت انسان ارائه نمود.

بدین ترتیب، با توجه به اهمیت این نوع ارزیابی‌ها و از آنجا که تاکنون نتایج منتشر شده‌ای در ارتباط با پیامدهای زیست‌محیطی بوم-نظام‌های زراعی وجود ندارد، هدف از این تحقیق، تعیین پیامدهای زیست‌محیطی بوم‌نظام‌های زراعی تحت مدیریت رایج و فشرده در

1- Multifunctional
2- Provisioning services
3- Regulating services
4- Cultural services
5- Supporting services
6- Negative externalities
7- Externality costs

سه استان خراسان رضوی، جنوبی و شمالی بود.

## مواد و روش‌ها

### بخش اول) تغییرات سطح زیرکشت و توزیع نهاده‌ها

تغییرات سطح زیر کشت استان‌های خراسان شمالی، جنوبی و رضوی با استفاده از اطلاعات آماری وزارت جهاد کشاورزی و میزان توزیع نهاده‌ها شامل کودها و سموم شیمیایی از طریق اطلاعات آماری وزارت جهاد کشاورزی و مراجعه حضوری به سازمان‌های مربوطه تعیین شد.

### بخش دوم) کمی‌سازی پیامدهای زیست‌محیطی

برای کمّی‌سازی پیامدهای زیست‌محیطی بوم‌نظام‌های زراعی استان خراسان از چهارچوب ارائه شده توسط پرتی و همکاران (Pretty et al., 2000) استفاده و پیامدهای زیست‌محیطی کشاورزی در شش گروه خسارت به سرمایه‌های طبیعی شامل آب، هوا، خاک و تنوع زیستی و سلامت انسان تحت تأثیر مصرف کودها، علف‌کش‌ها و آفت‌کش‌های شیمیایی اندازه‌گیری و برآورد شد. البته این چهارچوب تنها شامل پیامدهای زیست‌محیطی ایجاد شده توسط فعالیت‌های کشاورزان بوده و سایر پیامدها از جمله افزایش مقاومت علف‌های هرز، افزایش جمعیت آفات ناشی از مصرف بی‌رویه سموم شیمیایی و دیگر هزینه‌ها را در بر ندارد.

### گروه اول) خسارت به سرمایه‌های طبیعی: آب

از آنجا که آفت‌کش‌ها، عناصر غذایی، برخی ضایعات مزارع کشاورزی و ریزجانداران از جمله عوامل اصلی مؤثر در ایجاد آلودگی آب‌های زیرزمینی و سطحی محسوب می‌شوند و این مواد از طریق مصرف انواع مواد شیمیایی وارد خاک می‌شوند، اثر این گروه به‌صورت زیر بررسی و تعیین شد:

**الف- ارزیابی کیفیت آب چاه‌های آبیاری:** به‌منظور بررسی کیفیت آب چاه‌های آبیاری، میزان ترکیبات کاتیونی و آنیونی و سایر خصوصیات شیمیایی چاه‌های مزرعه تحقیقاتی دانشگاه فردوسی مشهد با آمار و اطلاعات تعیین شد.

**ب- ارزیابی محتوی نیترات در آب آبیاری:** به‌منظور تعیین محتوی نیترات در آب آبیاری، نمونه‌برداری از سه مزرعه استان خراسان طی بهار و تابستان انجام و محتوی نیترات با استفاده از دستگاه پلاروگرافی دارای سل استاندارد شیمیایی و سه نوع الکترود شامل الکترود کار از نوع DME، الکترود کمکی از جنس پلاتین و الکترود رفرنس از نوع Ag/AgCl KCl 3 mol اندازه‌گیری شد. سپس به‌روش t تجزیه و با مقادیر مجاز مقایسه شد.

**ج- ارزیابی محتوی آفت‌کش‌ها در آب آبیاری:** به‌منظور بررسی مقدار باقی‌مانده دو حشره‌کش فسفره مهم شامل دیازینون و آزینفوس متیل، پنج نمونه آب آبیاری از مناطق مختلف استان خراسان جمع‌آوری و محتوی این مواد بر اساس روش آمبروس و همکاران (Ambrus et al., 1981) و بیوتز و استان (Butz & Stan, 1995) با GC/MS اندازه‌گیری شد. برای شاهد از آب آشامیدنی مشهد استفاده شد. همچنین از آنجا که استاندارد مناسبی برای آلودگی آب و مواد غذایی به حشره‌کش‌ها در کشور وجود ندارد، مقادیر با استانداردهای آلمان مقایسه شد (Butz & Stan, 1995).

### گروه دوم) خسارت به سرمایه‌های طبیعی: هوا

میزان انتشار گازهای مهم گلخانه‌ای شامل $CO_2$، $N_2O$ و $CH_4$ به اتمسفر تحت تأثیر مصرف سوخت گازوئیل (بر اساس آمار وزارت جهاد کشاورزی) بر اساس ضرایب معادل‌سازی زیلیواکیس و همکاران (Tzilivakis et al., 2005) تعیین گردید. برای تخمین انتشار انواع ترکیبات نیتروژن‌دار، ضریب انتشار آمونیاک ($NH_3$-N) برابر ۱۷ درصد از کل نیتروژن مصرفی در قالب کود اوره در نظر گرفته شد (Diaz Goebes et al., 2003). بر اساس گزارش هیأت بین‌المللی تغییرات آب و هوایی[1] (IPCC) میزان انتشار N یک درصد کل نیتروژن مصرفی به‌شکل اوره (Snyder et al., 2009) و میزان انتشار $NO_x$-N برابر ۱۰ درصد انتشار $N_2O$ در نظر گرفته شد (Gasol et al., 2007).

### گروه سوم) خسارت به سرمایه‌های طبیعی: خاک

**الف- محتوی نیترات در خاک اراضی کشاورزی:** به‌منظور تعیین محتوی نیترات خاک، نمونه‌برداری از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری خاک به‌صورت تصادفی از سه مزرعه استان خراسان طی

1- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)

فصل بهار انجام و میزان نیترات خاک اندازه‌گیری شد (Bremner, 1970). پس از آن محتوی نیترات به‌روش t تجزیه شد و با مقادیر مجاز مقایسه گردید.

**ب- ارزیابی محتوی کربن آلی خاک:** به‌منظور محاسبه میزان تلفات کربن آلی، محتوی کربن آلی اراضی کشاورزی، مراتع و زیستگاه‌های طبیعی با روش اکسایش با دی‌کرومات اندازه‌گیری شد (Walkley & Black, 1934).

**ج- برآورد باقی‌مانده آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌های شیمیایی:** به‌منظور برآورد مقدار باقی‌مانده آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌های شیمیایی از منابع موجود استفاده شد.

**گروه چهارم) خسارت به سرمایه‌های طبیعی: تنوع زیستی و زیستگاه‌ها**

**الف- تلفات مراتع و جنگل‌ها:** تغییرات سطح زیر کشت محصولات زراعی، مراتع و جنگل‌ها طی سال‌های زراعی ۹۰-۱۳۸۶ با استفاده از آمار و اطلاعات وزارت جهاد کشاورزی استان خراسان برآورد شد.

**ب- تلفات کندوهای زنبور عسل:** تغییرات کندوهای زنبور عسل (بومی و مدرن) طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۳ با استفاده از آمار و اطلاعات وزارت جهاد کشاورزی استان خراسان برآورد شد.

**گروه پنجم) خسارت به سلامت انسان تحت تأثیر مصرف مواد شیمیایی**

**الف- برآورد باقی‌مانده حشره‌کش شیمیایی:** به‌منظور برآورد مقدار باقی‌مانده علف‌کش‌های شیمیایی در محصولات کشاورزی از آمار و اطلاعات جمع‌آوری شده در مورد باقی‌مانده علف-کش دیازینون استفاده شد.

**ب- تعیین محتوی باقی‌مانده نیترات:** جهت تعیین محتوی نیترات، پنج گیاه مختلف شامل گوجه‌فرنگی، بادمجان، خیار، چغندرقند و اسفناج (سه نمونه) از سطح سه مزرعه (هر یک به‌وسعت حداقل ۰/۵ هکتار) در استان خراسان که دارای شرایط مدیریتی نسبتاً یکسان بودند، صبح هنگام جمع‌آوری و محتوی نیترات اندازه‌گیری شد (Bremner, 1970). پس از آن محتوی نیترات به‌روش t تجزیه و با مقادیر مجاز مقایسه گردید.

**گروه ششم) خسارت به محیط زیست تحت تأثیر مصرف انواع مواد شیمیایی**

**الف- برآورد میزان تلفات کودهای شیمیایی نیتروژنه:** برآورد میزان تلفات کودهای نیتروژنه و فسفره به‌ترتیب با استفاده از نتایج تحقیقات گراندی و همکاران (Grandy et al., 2006) (ورود ۸۵-۸۰ درصد کود نیتروژن مصرفی به محیط زیست) و لو و همکاران (Lv et al., 2010) (ورود ۱۷ درصد کود فسفره مصرفی به محیط زیست) انجام شد.

**ب- ارزیابی اثرات زیست‌محیطی کاربرد آفت‌کش‌های شیمیایی:** به‌منظور برآورد اثرات زیست‌محیطی آفت‌کش‌ها از روش شاخص تأثیر زیست‌محیطی (EIQ)[1] استفاده شد. علاوه‌براین، از تأثیر این مواد شیمیایی بر خصوصیات بیولوژیکی خاک استفاده گردید.

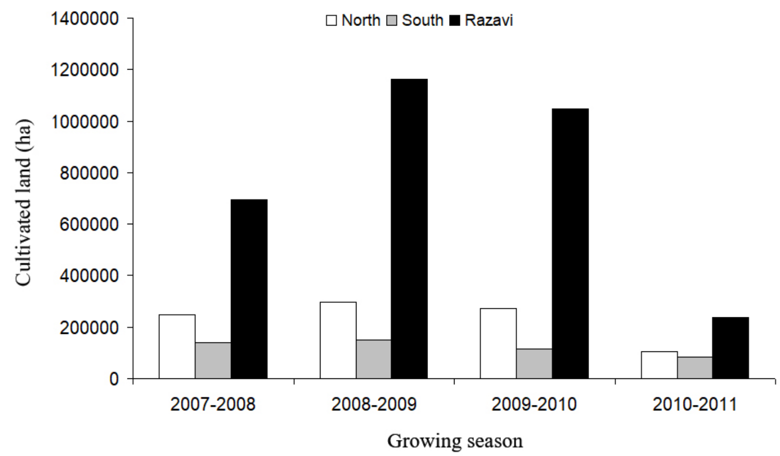
## نتایج و بحث

**بخش اول) تغییرات سطح زیرکشت، توزیع نهاده‌ها و انرژی مصرفی برای نهاده‌ها و عملیات کشاورزی**

**الف- تغییرات سطح زیر کشت:** بالاترین سطح زیرکشت طی سال‌های زراعی ۹۰-۱۳۸۶ در استان‌های خراسان شمالی، جنوبی و رضوی مربوط به سال زراعی ۸۸-۱۳۸۷ به‌ترتیب برابر با ۲۹۷۶۳۹، ۱۴۹۶۲۹ و ۱۱۶۴۲۴۸ هکتار بود. سطح زیرکشت در استان خراسان شمالی طی سال‌های ۸۷-۱۳۸۶، ۸۹-۱۳۸۸ و ۹۰-۱۳۸۹ به‌ترتیب برابر با ۱۶، ۹ و ۶۵ درصد کمتر از سال زراعی ۸۸-۱۳۸۷ بود. میزان این کاهش سطح زیرکشت طی این سال‌های زراعی برای استان خراسان رضوی به‌ترتیب برابر با ۶، ۲۳ و ۴۴ درصد و برای استان خراسان رضوی به‌ترتیب برابر با ۴۰، ۱۰ و ۸۰ درصد بود (شکل ۱) (Agricultural Organization of Khorasan Razavi, 2008; 2009; 2011; 2012). اگر چه به‌دلیل افزایش جمعیت، نیاز به تولید محصولات کشاورزی و غذا روز به روز در حال گسترش است، ولی توسعه بیشتر سطح زیر کشت در کشور با توجه به محدودیت‌های مختلف اقلیمی، خاک و آب عملاً امکان‌پذیر نیست. بر اساس آمار موجود از کل مساحت کشور کمی بیش از ۱۰۰ میلیون هکتار آن به

1- Environmental impact quotient

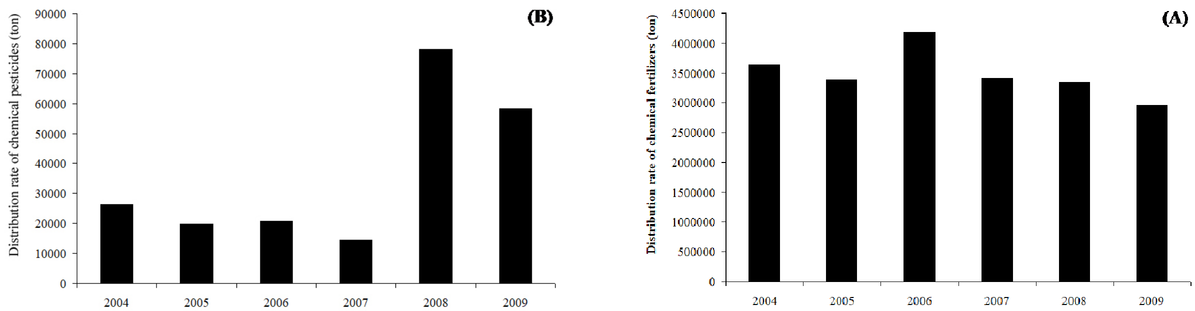
دلایل مختلف ناپایدار است که ۷۵ میلیون هکتار در معرض فرسایش آبی، ۲۰ میلیون هکتار در معرض فرسایش بادی و نزدیک به شش میلیون هکتار که عمدتاً در بخش کشاورزی دستخوش تخریب‌های شیمیایی و فیزیکی خاک از قبیل شور شدن، تخلیه مواد غذایی و فشردگی و تغییر ساختمان است (Pretty et al., 2000). در حال حاضر علی‌رغم مصرف نهاده‌های مختلف، بیش از حد بهینه، عملکرد اکثر محصولات زراعی کمتر از متوسط جهانی است و افزایش کارایی نهاده‌ها از اولویت بالایی برخوردار است. علاوه‌براین، تغییر کاربری اراضی از جمله افزایش سطح زیر کشت گیاهان زراعی افزایش هزینه‌های زیست‌محیطی را به‌دنبال دارد (Pretty et al., 2000).




**شکل ۱- سطح زیرکشت در استان‌های خراسان رضوی، شمالی و جنوبی طی سال‌های زراعی ۹۰-۱۳۸۶**

**Fig. 1- Cultivated land in Razavi, North and South Khorasan Provinces during 2007-2011**

**ب- میزان توزیع نهاده‌های کشاورزی:** بیشترین میزان توزیع کودهای شیمیایی طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۳ در استان‌های خراسان شمالی، جنوبی و رضوی در سال ۱۳۸۶ به‌ترتیب برابر با ۳۸۸۸۰۰۷/۱۷، ۲۹۷۵۷۰۰/۰ و ۵۲۰۱۱۱۷/۷ تن گزارش گردید. همچنین با گذشت زمان میزان توزیع کودهای شیمیایی به‌طور نسبی کاهش یافت (Agricultural Organization of Khorasan Razavi, 2008; 2009; 2011; 2012) (شکل ۲- الف). بالاترین مقدار کاربرد سموم شیمیایی طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۳ در استان‌های خراسان شمالی، جنوبی و رضوی در سال ۱۳۸۳ به‌ترتیب برابر با ۲۹۸۴۵/۶، ۲۶۳۰۳/۵ و ۴۵۶۷۸/۹ تن گزارش گردید و با گذشت زمان روند کاهشی برای توزیع، به‌کارگیری و مصرف سموم شیمیایی جهت کنترل آفات، بیماری‌ها و علف‌های هرز مشاهده شد (شکل ۲- الف). به نظر می‌رسد با توجه به بروز مقاومت‌های زیست‌محیطی، افزایش قیمت سموم شیمیایی و همچنین افزایش توجه به کیفیت محصولات غذایی و محیط زیست، کشاورزان از سایر روش‌های مدیریتی برای کنترل این عوامل کاهنده تولید بهره‌گیری نموده‌اند (Agricultural Organization of Khorasan Razavi, 2008; 2009; 2011; 2012). با مقایسه میزان توزیع نهاده‌های شیمیایی شامل کودها و سموم در بین استان‌های مختلف خراسان، مشخص است که بالاترین میزان توزیع نهاده‌های شیمیایی مربوط به بوم‌نظام‌های زراعی استان خراسان رضوی بود. همچنین، آمار و ارقام مصرف کود طی سال‌های اخیر بیانگر آن است که نسبت تولید محصولات کشاورزی به کل کود مصرفی، روند کاهشی نشان می‌دهد (Agricultural Organization of Khorasan Razavi, 2008; 2009; 2011; 2012). بدون تردید اگرچه مصرف کودهای شیمیایی می‌تواند از توسعه سطح زیرکشت جلوگیری نماید، ولی مصرف بی‌رویه آن نه تنها کارایی تولید را کاهش می‌دهد، بلکه ورود مواد معدنی و ترکیبات مضر نیتروژنه موجب بروز آلودگی آب می‌شود.




**شکل ۲- میزان توزیع (الف) کودها و (ب) سموم شیمیایی در استان خراسان رضوی طی سال‌های ۸۸-۱۳۸۳**
**Fig. 2- Distribution rate of chemical (A) fertilizers and (B) pesticides in Razavi Khorasan Province during 2004-2009**

سالانه در حدود ۹۰ میلیون تن نیتروژن از طریق تثبیت بیولوژیکی به خاک‌های جهان اضافه می‌شود که ۵۰ میلیون تن توسط بقولات علوفه‌ای و ۴۰ میلیون تن از طریق حبوبات تثبیت می‌شود (Koocheki, 2002). مداخله انسان باعث حذف چرخه‌های بیولوژیکی و کاهش کارایی سیستم‌های تثبیت نیتروژن شده است. این موضوع عمدتاً از طریق مصرف بی‌رویه کودهای شیمیایی صورت گرفته است. سالانه ۷۷ میلیون تن نیتروژن به‌صورت کودهای نیتروژنه به خاک‌های جهان اضافه می‌شود (Koocheki, 2002). اتکاء به تثبیت بیولوژیکی نیتروژن، تسریع در فرآیندهای چرخه‌ای و استفاده از کودهای دامی و بقایای گیاهی و نیز افزایش کارایی مصرف کودهای شیمیایی از اصول کشاورزی پایدار است. اگرچه مقدار نیتروژنی که از طریق بیولوژیکی تثبیت می‌شود، قابل ملاحظه است، ولی در حدود پنج درصد نیتروژن جذب شده توسط گیاهان زراعی را تشکیل می‌دهد.

ورود کودهای شیمیایی به بوم‌نظام‌های زراعی باعث شده است که چرخه عناصر غذایی مختل و تولیدات کشاورزی کاملاً وابسته به ورود و مصرف کودهای شیمیایی شود. در مواردی که حاصلخیزی خاک پایین باشد، مصرف کودهای معدنی اثر زیادی بر عملکرد دارد، ولی با افزایش مصرف کود، منحنی عملکرد به‌صورت نمایی کاهش می‌یابد و در یک نقطه معین هزینه‌های مصرف کود برابر با قیمت افزایش عملکرد حاصل از آن می‌شود. بدین ترتیب، آمار و ارقام مصرف کود بیانگر آن است که نسبت تولید محصولات کشاورزی به کل کود مصرفی، روند کاهشی نشان می‌دهد (Agricultural Organization of Khorasan Razavi, 2008; 2009; 2011; 2012).

علاوه‌براین، بایستی به این مطلب نیز توجه نمود که ساخت کودهای شیمیایی از نظر مصرف انرژی بسیار گران تمام می‌شود. به‌عنوان مثال، برای ساخت هر کیلوگرم نیتروژن، فسفر و پتاسیم به‌ترتیب به ۱۸۰۰۰، ۳۰۰۰ و ۱۶۰۰ کیلوکالری انرژی نیاز است، لذا پایداری کودهای نیتروژنه بستگی به تأمین انرژی دارد و پایداری کودهای فسفره و پتاسه وابسته به ذخیره معادن فسفر و رسوبات کلرید پتاسیم می‌باشد (Koocheki, 2002).

## بخش دوم) کمی‌سازی پیامدهای زیست‌محیطی

### گروه اول) خسارت به سرمایه‌های طبیعی: آب

### الف- سهم آب مصرفی برای آبیاری اراضی کشاورزی:

میزان مصرف آب در اراضی کشاورزی خراسان رضوی طی سال‌های ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ به‌ترتیب ۸۴۷۰، ۸۲۹۴ و ۱۸۱۵ میلیون متر مکعب بود. میزان بهره‌برداری از آب‌های زیرزمینی و سطحی طی سال‌های ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ به‌ترتیب ۷/۰۶ و ۲/۱۴ میلیون متر مکعب گزارش شده است (Agricultural Organization of Khorasan Razavi, 2008; 2009). بررسی‌ها (MEA, 2005) نشان داده است که تقریباً ۷۰ درصد کل مصرف آب در سطح دنیا مربوط به کشاورزی می‌باشد. با توجه به بالا بودن میزان آب مصرفی در اراضی کشاورزی و همچنین درنظر گرفتن تغییرات اقلیمی آینده به نظر می‌رسد که می‌توان از راهکارهایی نظیر بهبود راندمان مصرف آب، تغییر الگوی کاشت و نوع گیاهان برای بهبود بهره‌وری به‌منظور کاهش آب مصرفی در اراضی زراعی بهره‌برداری نمود.

**ب- ارزیابی کیفیت آب چاه‌های مورد استفاده برای آبیاری اراضی کشاورزی:** به‌جز نزولات جوی که بخش کوچکی از نیاز آبی مزارع استان خراسان رضوی را تأمین می‌کند، آب آبیاری اراضی مزارع استان عمدتاً با استفاده از چاه‌های عمیق انجام می‌گیرد. میانگین کیفیت آب چاه‌های مورد استفاده برای آبیاری برای اراضی کشاورزی بر اساس اندازه‌گیری کاتیون‌ها و آنیون‌های محلول در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱- میانگین ترکیبات یونی و خصوصیات شیمیایی آب آبیاری مزارع استان خراسان رضوی (Koocheki et al., 2010)

Table 1- Ionic concentration and chemical characteristics of irrigation water in Razavi Khorasan (Koocheki et al., 2010)

| بور B | هدایت الکتریکی EC | نسبت جذب سدیم تصحیح‌شده $SAR_{adj}$ | نسبت جذب سدیم SAR | اسیدیته pH | سولفات $SO_4^{2-}$ | کلر $Cl^-$ | بی‌کربنات $HCO_3^-$ | کربنات $CO_3^{2-}$ | پتاسیم $K^+$ | سدیم $Na^+$ | منیزیم $Mg^{2+}$ | کلسیم $Ca^{2+}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| $(mg.kg^{-1})$ | $(dS.m^{-1})$ | | | | $(Meq.L^{-1})$ | | | | | | | |
| 1.9 | 0.81 | 3.67 | 1.9 | 8.2 | 0.98 | 0.7 | 2.8 | 0.4 | 0.09 | 3.45 | 2.32 | 4.75 |

**ج- ارزیابی محتوی نیترات در آب آبیاری اراضی کشاورزی:** میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی آب چاه‌های مزارع استان خراسان (به‌استثنای مزرعه شماره ۲) بالاتر از حد مجاز ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر بود که دارای اختلاف معنی‌داری نسبت به حد مجاز است (جدول ۲).

جدول ۲- غلظت نیترات در آب آبیاری در مقایسه با حد مجاز

Table 2- Nitrate concentration of irrigation water compared to allowable limit

| شماره مزرعه Field code | مقایسه میانگین با حد مجاز $(10\ mg.L^{-1})$ Mean comparison with limit $(10\ mg.L^{-1})$ | میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی Mean $N\text{-}NO_3$ concentration $(mg.L^{-1})$ | دامنه غلظت نیتروژن نیتراتی $N\text{-}NO_3$ concentration range $(mg.L^{-1})$ |
|---|---|---|---|
| 1 | * | 14.90 | 8.8–21.0 |
| 2 | ** | 4.60 | 8.5-9.5 |
| 3 | * | 22.10 | 21.3–22.8 |

* و **: به‌ترتیب معنی‌دار در سطح احتمال پنج و یک درصد

* and **: are significant at 5 and 1 probability levels, respectively.

بالاتر بودن غلظت نیترات در بیشتر چاه‌ها، بیانگر آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات کودهای نیتروژنه و آبشویی آن‌ها به لایه‌های پایین نیمرخ خاک و آب زیرزمینی است. بنابراین، مدیریت کودهای نیتروژنه در مزارع استان خراسان نامناسب بوده و آب‌های زیرزمینی تحت آلودگی مداوم نیترات قرار دارند. خسارت ناشی از ورود نیترات تحت تأثیر مصرف نهاده‌های کشاورزی به آب‌های سطحی در آمریکا تا ۱۶ میلیارد دلار در سال برآورد شده است. نزولات و رواناب باعث حمل رسوبات، مواد معدنی و سموم به رودخانه‌ها، جریانات سطحی و دریاچه‌ها می‌شود. ۵۰ تا ۷۰ درصد کلیه مواد معدنی که به آب‌های سطحی وارد می‌شوند، عمدتاً نیتروژن و فسفر هستند که از زمین‌های کشاورزی منشأ می‌گیرند (Koocheki, 2002) که این امر وقوع اوترفیکاسیون را موجب می‌گردد.

**ه- ارزیابی مقدار باقی‌مانده دو حشره‌کش فسفره دیازینون و آزینفوس متیل در آب آبیاری:** نتایج ارزیابی مقدار باقی‌مانده دو حشره‌کش فسفره دیازینون و آزینفوس متیل در آب آبیاری نشان داد که در نمونه شاهد اثری از این حشره‌کش‌های فسفره مشاهده نشد. مقدار باقی‌مانده دو حشره‌کش دیازینون و آزینفوس متیل در آب آبیاری استان خراسان رضوی به‌ترتیب ۱۶/۳۵±۲۳/۱۸ و ۰/۶۸±۱۵/۷۸ میلی گرم بر کیلوگرم بود (جدول ۳).

به نظر می‌رسد که منشأ آلودگی آب آبیاری به این دو حشره‌کش مربوط به سم‌پاشی مزارع و باغات می‌باشد. حد مجاز باقی‌مانده دیازینون و آزینفوس متیل در آب بر طبق استاندارد آلمان به‌ترتیب در

حدود ۱ و ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (Vidair, 2004; Barata et al., 2004). مطابق استاندارد آلمان، حد مجاز این حشره‌کش‌ها در آب آشامیدنی برای آزینفوس متیل و دیازینون به‌ترتیب ۱۰ و ۱ میلی گرم بر کیلوگرم در نظر گرفته شد (Butz & Stan, 1995).

**جدول ۳- مقدار باقی‌مانده حشره‌کش در آب آبیاری استان خراسان رضوی**

**Table 3-Residues for chemical herbicide including and, in irrigated water of Razavi Khorasan**

| نام حشره‌کش Herbicide name | انحراف معیار± مقدار Deviation± content ($mg.kg^{-1}$) |
|---|---|
| دیازینون Diazinone | 23.18±16.35 |
| آزینفوس متیل Azinphos- Methyl | 15.78±0.68 |

حداکثر میزان استاندارد وجود آفت‌کش برای فرآورده‌ها و محصولات مختلف طبق گزارش پرتی و همکاران (Pretty et al., 2000) برابر با ۰/۵-۰/۱ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. شایقی و همکاران (Shayeghi et al., 2000) نیز اظهار داشتند که آلودگی آب رودخانه‌های شهرستان تنکابن به حشره‌کش دیازینون به‌ویژه در فصل بهار بیش از حد مجاز است. همچنین، نتایج مطالعه شایقی و همکاران (Shayeghi et al., 2007) مؤید این مطلب است که آلودگی آب رودخانه‌های حوزه آبریز سد امیرکبیر به دیازینون و مالاتیون به‌ویژه در ماه‌های اردیبهشت و خرداد بیش از حد مجاز است. کاستیلهو و فنز (Castilho & Fenz, 1999) بیشترین مقدار دیازینون و آزینفوس متیل را برای رودخانه آتویا در نیکاراگوئه به‌ترتیب ۱۸ و ۱۴ میلی گرم بر کیلوگرم گزارش نمودند. البته باقی‌مانده سموم بسته به وسعت کاشت محصولات، فاصله و موقعیت جغرافیایی و استقرار از آب جاری، اختلاف بارندگی و شستشوی آفت‌کش‌ها از سطح گیاه و تفاوت مقدار مصرف متفاوت است. بنابراین، با توجه به بالاتر بودن مقدار باقی‌مانده دو حشره‌کش دیازینون و آزینفوس متیل در آب آبیاری، به نظر می‌رسد که موجودات آبزی در معرض خطر آلودگی به این سموم قرار دارند. علاوه‌براین، با توجه به انتقال سموم حشره‌کش از آب به بدن موجودات زنده در زنجیره غذایی (Vidair, 2004; Barata et al., 2004)، مشخص است که سایر موجودات نیز در معرض خطر آلودگی به این سموم شیمیایی قرار دارند، لذا به‌منظور حفظ سلامتی جوامع و تنوع زیستی بهتر است مقدار مصرف این سموم کاهش یابد و از سایر راهکارهای اکولوژیکی نظیر کنترل بیولوژیکی برای کنترل آفات بهره‌گیری شود.

**گروه دوم) خسارت به سرمایه‌های طبیعی: هوا**

**الف- انتشار گازهای گلخانه‌ای:** بر اساس میزان توزیع مواد سوختی در استان خراسان رضوی طی سال ۱۳۸۸ (Agricultural Organization of Khorasan Razavi, 2009)، میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای شامل $CO_2$، $CH_4$ و $N_2O$ به اتمسفر به‌ترتیب برابر با ۶۳۲۰۶۰۵۲، ۴۰۰۵ و ۴۱۹ کیلوگرم برآورد گردید. میزان انتشار این گازها در استان خراسان شمالی به‌ترتیب برابر با ۱۰۸۱۸۲۲۲، ۷۲ و ۶۸۶ کیلوگرم و برای استان خراسان جنوبی به‌ترتیب برابر با ۱۰۰۷۵۸۲۱، ۶۷ و ۶۳۹ کیلوگرم برآورد گردید (جدول ۴).

**جدول ٤- میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای به اتمسفر تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی و مصرف گازوئیل در استان‌های خراسان**

**Table 4- Emission of greenhouse gases including $CO_2$, $CH_4$, $N_2O$ affected by agricultural activities and diesel consumption in Khorasan**

| نام استان Province name | گاز گلخانه‌ای Greenhouse gas (kg) | | |
|---|---|---|---|
| | $CH_4$ | $N_2O$ | $CO_2$ |
| خراسان شمالی North Khorasan | 686 | 72 | 10818222 |
| خراسان جنوبی South Khorasan | 639 | 67 | 10075821 |
| خراسان رضوی Razavi Khorasan | 4005 | 419 | 63206052 |

سهم کشاورزی از انتشار گازهای گلخانه‌ای تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی ۳۰ درصد برآورد شده است (Bouwman, 2001). هیأت بین‌المللی تغییر اقلیم (IPCC, 2007) گزارش نمودند که ۱۳/۵ درصد (۶/۶ گیگاتن) $CO_2$ به‌صورت مستقیم از بوم‌نظام‌های زراعی انتشار می‌یابد که از جمله عوامل تأثیرگذار در این زمینه کارخانجات تولید کودهای نیتروژن (۳۸ درصد)، پرورش دام (۳۱ درصد) و مزارع تولید برنج (۱۱ درصد) می‌باشند. هاشیموتو و همکاران (Hashimoto et al., 2002) گزارش نمودند که طی ۱۰۰ سال گذشته فعالیت‌های بشری تحت تأثیر دو عامل مصرف سوخت‌های فسیلی و کاهش سطح جنگل‌ها و مراتع بیشترین تأثیر را بر انتشار گازهای گلخانه‌ای

داشته‌اند. برخی دیگر از گزارش‌ها مؤید این مطلب است که فعالیت‌های کشاورزی باعث تولید ۱۵ درصد $CO_2$، ۴۹ درصد $CH_4$، ۶۶ درصد اکسید نیترو، ۲۷ درصد اکسید نیتریک و ۹۳ درصد آمونیوم شده است (FAO, 2003). بر طبق برخی دیگر از آمار، فعّالیّت‌های کشاورزی باعث تولید حداقل ۲۵ درصد از $CO_2$، ۵۰ درصد از $CH_4$ و ۷۰ درصد از $NO_x$ انتشار یافته به اتمسفر شده است (Hutchinson et al., 2007). کوپر و همکاران (Cooper et al., 2011) سهم کشاورزی در انتشار گازهای گلخانه‌ای را بیش از ۱۴ درصد انتشار خالص جهانی برآورد نمودند. در حال حاضر، یک سوم انتشار $CO_2$ به‌علت تغییر در کاربری اراضی شامل جنگل‌زدایی، تغییر الگوی کاشت و افزایش سطح اراضی زراعی و دو سوم $CH_4$ و بیشتر $NO_x$ ناشی از اجرای عملیات فشرده در بوم‌نظام‌های کشاورزی است (IPCC, 1999). میزان انتشار گاز $N_2O$ از سطح اراضی گندم در استان خراسان به‌طور میانگین برابر با ۰/۰۳۵ کیلوگرم در مترمربع در سال گزارش شده است (Koocheki et al., 2016). لو و همکاران (Lv et al., 2010) میزان انتشار دی اکسید کربن از مزارع گندم چین در حدود ۲۴۷/۴ گرم در مترمربع در سال و دی گروت و همکاران (De Groot et al., 2002) میزان این انتشار را برای برخی محصولات زراعی در آمریکا در حدود ۳۰۰-۲۷۰ گرم بر مترمربع در سال برآورد نمودند. میزان گاز اکسید نیتروژن انتشار یافته از مزارع جو، سویا و پنبه بر اساس اندازه‌گیری‌های دی‌گروت و همکاران (De Groot et al., 2002) ۰/۰۴ – ۰/۰۳ کیلوگرم در مترمربع در سال برآورد شده است. در کشور چین نیز مقدار انتشار این گاز گلخانه‌ای از مزارع گیاهان زراعی در حدود ۰/۰۳۶ کیلوگرم در مترمربع در سال گزارش شده است (Lv et al., 2010).

آلودگی هوا یکی از خطرات اصلی زیست‌محیطی برای سلامتی محسوب شده و برآورد شده که دو میلیون مرگ زودهنگام را در سراسر دنیا موجب می‌گردد (Hester & Harrison, 2010). هستر و هریسون (Hester & Harrison, 2010) دریافتند که افزایش مصرف سوخت‌های فسیلی و فشرده‌سازی بوم‌نظام‌های کشاورزی موجب برهم خوردن تعادل اتمسفر شده است که این امر اختلال در چرخه گازها و ترکیبات شیمیایی اتمسفر (برآورد هزینه‌ها= ۱/۳۴۱ تریلیون دلار) و برهم خوردن تنظیمات اقلیم، دمای جهانی و فرآیندهای اقلیمی (با هزینه‌ای معادل ۰/۶۸۴ تریلیون دلار) شده است. فلاح‌پور و همکاران (Fallahpour et al., 2012) دلیل بروز این اثرات زیست‌محیطی را به مصرف بالای نهاده‌های شیمیایی به‌ویژه کودهای نیتروژنه و کاربرد فشرده ماشین‌آلات نسبت دادند.

بدین ترتیب، با در نظر گرفتن این مطلب که بخش عمده انتشار گازهای گلخانه‌ای علاوه‌بر آلودگی ناشی از کارخانه‌های تولید کودهای شیمیایی، مربوط به تغییر کاربری اراضی و اجرای عملیات خاک‌ورزی فشرده در بوم‌نظام‌های زراعی می‌باشد، بایستی از راهکارهای جایگزین نظیر مصرف نهاده‌های آلی و وارد کردن گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن در تناوب زراعی برای جبران کمبود حاصلخیزی خاک و همچنین از خاک‌ورزی‌های کاهش یافته و حداقل و کاشت گیاهان چندساله بهره‌گیری نمود.

### گروه سوم) خسارت به سرمایه‌های طبیعی: خاک

**الف- ارزیابی محتوی نیترات در خاک اراضی کشاورزی:** مقایسه غلظت نیترات نمونه‌های خاک با حد بحرانی با استفاده از آزمون t نیز بیان‌کننده اختلاف معنی‌دار ($p \leq 0.01$) در سطح احتمال یک درصد می‌باشد (جدول ۵). در کلیه مزارع مورد بررسی میانگین غلظت نیترات خاک از حد بحرانی نیترات بالاتر بود (جدول ۵).

**جدول ۵- مقایسه غلظت نیترات در خاک در مقایسه با حد مجاز**

**Table 5- Nitrate concentration of soil compared to allowable limit**

| شماره مزرعه | مقایسه میانگین با حد مجاز<br>Mean comparison with limit | غلظت نیتروژن نیتراتی<br>$N\text{-}NO_3$ concentration<br>($mg.kg^{-1}$ dried soil) | دامنه غلظت نیتروژن نیتراتی<br>$N\text{-}NO_3$ concentration range<br>($mg.kg^{-1}$ dried soil) |
|---|---|---|---|
| 1 | ** | 89.9 | 24.8–204.6 |
| 2 | ** | 28.9 | 18.6–37.2 |
| 3 | ** | 27.3 | 18.6–155.0 |

**: معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد

**: significant at 1% probability level.

حد بحرانی نیترات در خاک بین ۲۲-۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم ذکر شده است (Rahmani, 2006). با توجه به این حد بحرانی بسیاری از نمونه‌های خاک دارای غلظت نیترات فراتر از حد بحرانی می‌باشند. بنابراین، با توجه به غلظت بالای نیترات در خاک، مشخص است که خاک‌های مزارع نیاز به افزودن بیش از اندازه کود نیتروژنه ندارند. همچنین ضرورت دارد مصرف کودهای نیتراته با توجه به مقدار نیتروژن خاک و در نظر گرفتن نیاز گیاه به‌صورت سرک انجام شود. بررسی‌ها نشان داده است که غلظت نیترات در خاک بسیار متغیر است و بستگی به زمان کوددهی، نوع کود، مقدار کود، زمان آبیاری و میزان جذب نیترات توسط گیاه دارد (Rahmani, 2006). مصرف نامناسب، نامتعادل و بیش از حد نیاز گیاه از کودهای نیتروژنه سبب شده است تا غلظت نیترات در خاک، آب و گیاه افزایش یابد. از طرف دیگر، سمیت حاصله ناشی از ورود نیترات به زنجیره غذایی مشکلات زیادی ایجاد می‌کند؛ به‌طوری‌که تبدیل نیترات به نیتریت و نیتریت به نیتروزآمین، منجر به بروز سمیت به‌ویژه در نوزادان و حیوانات نشخوارکننده می‌گردد. مشخص‌ترین علائم سمیت حاد نیترات بیماری مت‌هموگلوبینمیا است که در آن هموگلوبین به مت‌هموگلوبین تبدیل می‌شود و در نتیجه، توانایی انتقال اکسیژن خون کاهش می‌یابد. علاوه‌براین، محتوی بالای نیترات در غذا یا آب دام‌ها می‌تواند کاهش زاد و ولد، افزایش مرده‌زایی، کاهش وزن و حتی مرگ دام را منجر گردد. همچنین در اثر تداوم مصرف سبزی‌ها و یا آب آشامیدنی محتوی نیترات زیاد، در داخل سیستم گوارشی نیتروزآمین تولید شده که یک ماده سمی خطرناک و احتمالاً سرطان‌زا است (Greer et al., 2005). نتایج مطالعه هستر و هریسون (Hester & Harrison, 2010) در مطالعه‌ای شش ساله نشان داد که میزان نیترات باقی‌مانده در خاک تحت شرایط مدیریت رایج به‌طور معنی‌داری بالاتر از مدیریت ارگانیک بود. بدین ترتیب، این محققان کاشت گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن و پوششی را به‌عنوان راهکاری برای کاهش مصرف نیتروژن و جلوگیری از تلفات نیتروژن در بوم‌نظام زراعی معرفی نمودند.

**ب- ارزیابی محتوی کربن آلی خاک:** محتوی کربن آلی خاک در زیستگاه طبیعی و مرتع به‌ترتیب ۳۶۴ و ۲۰۵ درصد بالاتر از خاک اراضی زراعی تعیین گردید. اگرچه وجود خاک سالم برای کشاورزی ضروری است، ولی کشاورزی مدرن با کاهش اضافه نمودن نهاده‌های شیمیایی، اعمال خاک‌ورزی‌های فشرده، چرای بیش از حد دام و تک‌کشتی محصولات مختلف باعث کاهش محتوی کربن آلی و بروز فرسایش شده است (Pretty et al., 2000). طی نیم قرن گذشته میلیون‌ها هکتار زمین کشاورزی بر اثر سوء مدیریت زراعی و افزایش بی‌رویه جمعیت، حاصلخیزی خود را از دست داده‌اند (Koocheki, 2002). بر طبق نتایج مشخص شده است که تلفات کربن از خاک‌های مراتع و جنگل‌ها در شرایط تبدیل شدن به بوم-نظام‌های زراعی به‌شدت در حال افزایش می‌باشد (Pretty et al., 2000). در شرایط اعمال مدیریت پایدار نیز اگرچه تلفات ماده آلی رخ می‌دهد، ولی میزان این تلفات پایین می‌باشد. از جمله عملیات زراعی بهبوددهنده کربن آلی در خاک می‌توان به به‌کارگیری شخم حداقل، کاشت گیاهان پوششی، تناوب و مصرف نهاده‌های آلی در خاک اشاره کرد. ادواردز و همکاران (Edwards et al., 1992) بیان داشتند که با اعمال مدیریت درازمدت و پایدار خاک بر پایه کاهش استفاده از کودهای معدنی و عملیات خاک‌ورزی کاهش یافته می‌توان محتوی کربن آلی خاک را بهبود بخشید. بررسی‌ها نشان داده است که اعمال مدیریت‌های فشرده کاهش ۲۰ درصدی تلفات ماده آلی خاک را در بوم‌نظام‌های زراعی انگلستان موجب شده است (Pretty et al., 2000). مطالعات مختلف ایوانز (Evans, 1995; Evans, 1996) میزان هزینه‌های خارجی سالانه اراضی کشاورزی انگلستان را تحت تأثیر فرسایش خاک ۱۱-۱۰ میلیون پوند برآورد نموده است.

در شرایط طبیعی، تجمع ماده آلی در شرایط وقوع بارندگی و درجه حرارت خنک‌تر به مراتب بالاتر بوده و در شرایط گرم‌تر و خشک‌تر، تجزیه کربن افزایش می‌یابد. خاک‌ورزی از طریق هوادهی و خشک شدن خاک موجب افزایش سرعت تجزیه بقایا و کاهش کربن آلی خاک می‌شود (Dell et al., 2008). وجود بارندگی از طریق افزایش محتوی رطوبتی، موجب کند شدن سرعت تجزیه ماده آلی و افزایش محتوی آن می‌گردد (Tisdal et al., 1993). نتایج برخی از بررسی‌ها (Dell et al., 2008; Fuentes et al., 2010) نشان داده است که خاک‌های با خاک‌ورزی حداقل تحت تأثیر محتوی بالاتر بقایای گیاهی و جانوری، از محتوی کربن آلی بالاتری در مقایسه با خاک‌های تحت مدیریت رایج و فشرده در بوم‌نظام‌های زراعی

برخوردارند.

بدین ترتیب، با توجه به پایین بودن محتوی کربن آلی در بوم‌نظام‌های زراعی خراسان، می‌توان از راهکارهایی نظیر افزودن بقایای گیاهی و نهاده‌های آلی و کاهش خاک‌ورزی برای مدیریت بوم‌نظام‌های زراعی بهره جست. همچنین از آنجا که محتوی کربن آلی خاک به‌طور مستقیم و غیرمستقیم بر کلیه ویژگی‌های خاک تأثیر دارد (Chirinda et al., 2010)، می‌توان با افزایش محتوی کربن آلی بهبود ویژگی‌های خاک در بوم‌نظام‌های زراعی را موجب شد. کاربرد کودهای سبز لگومینوزه نیز می‌تواند علاوه‌بر جلوگیری از شور شدن و افزایش بی‌رویه نیتروژن در خاک، موجب افزایش ماده آلی شود و از این طریق علاوه‌بر بهبود وضعیت خاک در درازمدت، زیستگاه و منابعی را نیز برای ریزموجودات سودمند خاکزی فراهم آورده و تنوع زیستی را حفظ نماید.

### ج- برآورد باقی‌مانده آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌های شیمیایی در خاک‌های اراضی کشاورزی

قارچ‌کش‌ها، علف‌کش‌ها و سایر مواد شیمیایی حفاظت‌کننده گیاهی می‌توانند شرایط سمی را برای رشد ریزجانداران خاکزی ایجاد کنند. البته حساسیت گونه‌های مختلف ریزموجودات نسبت به غلظت مواد شیمیایی متفاوت است (Rao, 1999). رائو (Rao, 1999) دریافت که علف‌کش‌ها روی گره‌زایی و تثبیت نیتروژن لگوم‌ها تأثیر منفی می‌گذارند.

اگرچه آفات، خسارت قابل توجهی به محصولات کشاورزی وارد می‌کنند، ولی مداخله بیش از حد در نظام‌های طبیعی و کشاورزی باعث بر هم خوردن تعادل اکولوژیکی و روابط متقابل آفات شده است. به‌عنوان مثال، حشرات به‌تنهایی سالانه ۳۷ درصد تولیدات کشاورزی را تلف می‌کنند که ارزش آن ۵۰ میلیارد دلار است. برآورد شده است که در عمل کمتر از یک درصد سم مصرفی در آمریکا به آفت مورد نظر می‌رسد و ۹۹ درصد باقی‌مانده در محیط زیست رها می‌شود. به‌علاوه، از آنجا که این سموم باعث افزایش مقاومت ژنتیکی می‌شوند، کشاورزان مجبورند هر ساله مقدار سم مصرفی را افزایش دهند (Koocheki, 2002).

استفاده از سموم شیمیایی باعث ایجاد نگرانی‌هایی در مورد سلامت انسان، سایر موجودات زنده و محیط زیست شده است. بقایای برخی از این ترکیبات سمی، مخاطرات به تولید و توزیع این سموم، افزایش مقاومت آفات نسبت به مواد شیمیایی و آلودگی شیمیایی مواد غذایی از جمله چالش‌هایی هستند که استفاده از سموم با آن‌ها مواجه است. استفاده غیرایمنی از آفت‌کش‌هایی که باعث ایجاد سمیت و حتی مرگ شوند، معضلی است که بیشتر کشورهای در حال توسعه با آن مواجهند. ایجاد اختلال در فعالیت هورمون‌ها، سرطان و دیابت از جمله عوارض ناشی از استفاده از سموم شیمیایی هستند (Koocheki, 2002).

علاوه‌براین، ترکیبات متعددی نیز در خاک وجود دارند که به‌تنهایی غیرسمی هستند، ولی با وساطت میکروب‌ها طی فرآیندی به‌نام فعال‌سازی[1] به موادی سمی تبدیل می‌شوند. به‌عنوان مثال، نیتروزآمین‌ها که محصولات فعالیت طبیعی میکروب‌ها هستند، یون‌های نیتریت را از نیترات و آب به‌همراه مواد شیمیایی مصنوعی حاصل از آفت‌کش‌ها به‌وجود آورند. برخی از حشره‌کش‌ها از قبیل آلدرین و پاراتیون نیز به ترکیبات سمی‌تری که نسبت به تجزیه میکروبی پایداری بیشتر و دوام نسبتاً بالایی دارند، تبدیل می‌شوند (Rao, 1999).

مطالعه تجزیه و سرنوشت آفت‌کش‌ها، به‌منظور حفظ کیفیت محیط زیست و برای بهینه‌سازی فعالیت‌های کشاورزی، ضروری است (Cupples et al., 2000). فراهمی آفت‌کش و ماندگاری آن در خاک، امکان انتقال آن به بخش‌های محیط زیست را فراهم می‌کند (Dakhel et al., 2001). دو فرآیند اصلی تعیین‌کننده غلظت آفت‌کش شامل جذب روی ذرات جامد، تجزیه و تغییر شکل در خاک است. هرچند تجزیه ممکن است به‌صورت شیمیایی و زیستی رخ دهد، ولی تجزیه زیستی اغلب به‌عنوان مکانیسم اصلی تجزیه آفت‌کش‌ها در خاک مطرح می‌باشد (Theng et al., 2000). تجمع بقایای سموم منجر به افزایش جذب مواد شیمیایی توسط گیاهان شده و مصرف این محصولات باعث بروز آسیب به اجزای زنجیره غذایی می‌شود (Rao, 1999).

نصرتی و همکاران (Nosrati et al., 2007) گزارش نمودند که خاک مزارع لومی شنی با مقدار هوموس بیشتر و قدرت جذب سطحی بالاتر، دارای مقدار سم کمتری بودند. همچنین انتقال سم به لایه‌های پایین‌تر و روند سریع تجزیه در خاک تحت پوشش باغ به‌دلیل جذب سطحی بیشتر و حجم زیاد زیست توده فعال بود. نتایج مطالعات هنکلمن (Henklmann, 2004) و پاتزولد (Paetzold, 1998) نشان داد که با افزایش غلظت سم، انتقال آن در نیمرخ خاک افزایش یافت.

1- Activation

نتایج برخی مطالعات روی بررسی تجزیه میکروبی علف‌کش‌های گروه تیوکاربامات‌ها مؤید این مطلب است که (Denkler, 1994; DFG, 1990; Walter, 2005) وجود هوموس و رطوبت کافی و همچنین حرارت مطلوب از طریق تحریک فعالیت ریزجانداران، سموم وارده را با سرعت بیشتری تجزیه می‌نمایند. ایزدی و همکاران (Izadi et al., 2011) گزارش نمودند که به‌دلیل قابلیت ماندگاری بالای علف‌کش سولفونیل‌اوره در خاک، خسارت زیادی به گیاهان قرار گرفته در تناوب و تنوع زیستی ریزموجودات خاکزی وارد می‌شود. البته شرایط خاک، اقلیم و نوع محصول نیز در شدت خسارت وارده مؤثر هستند (Strek, 2005).

طی چند دهه اخیر آترازین یکی از متداول‌ترین علف‌کش‌های مصرف شده در جهان بوده است. به‌دلیل گستردگی استفاده و ماندگاری بالای این علف‌کش، وجود بقایای آن مخاطراتی را از راه آلوده ساختن آب‌های زیرزمینی ایجاد کرده است (Accinelli et al., 2001; Alvey & Crowly, 1995; Moorman et al., 2001). فروزان‌گهر و همکاران (Forouzangohar et al., 2005) با بررسی مقدار باقی‌مانده آترازین و متامیترون در خاک‌های لوم شنی و رس سیلتی بیان داشتند که باقی‌مانده آترازین پس از گذشت ۶۰ روز در این خاک‌ها به‌ترتیب۸۴/۰ و ۶۱/۰ درصد مقدار اولیه بود. نتایج این مطالعه همچنین نشان داد که افزودن ماده آلی به خاک، سبب افزایش میزان تجزیه علف‌کش‌ها شد. سنگین‌تر شدن بافت خاک و افزایش درصد رس، جذب سطحی آفت‌کش‌ها را افزایش می‌دهد که این امر کاهش زیست‌فراهمی آن‌ها را به‌دنبال دارد (Torestensson, 1987). بافت خاک با تأثیر بر جمعیت و فعالیت میکروبی خاک بر تجزیه میکروبی آفت‌کش‌ها نقش مهمی ایفا می‌نمایند؛ به‌طوری‌که جمعیت میکروبی در خاک‌های ریز بافت بیشتر از درشت بافت است. داخل و همکاران (Dakhel et al., 2001) نتیجه گرفتند که سرعت تجزیه آمیترول در درشت‌ترین بافت نصف سرعت تجزیه در ریزترین بافت بود. دی و همکاران (Day et al., 1961) نیز اظهار داشتند که تجزیه آمیترول در خاک ریز بافت به‌مراتب سریع‌تر از خاک درشت بافت بود. هادی‌زاده و همکاران (Hadizadeh et al., 2009) با مطالعه رفتار پایداری سولفوسولفورون در خاک تحت تأثیر محتوی ماده آلی اظهار داشتند که صرف‌نظر از غلظت سم، سرعت کاهش سم در خاک حاوی کود حیوانی به‌طور معنی‌داری بالاتر از خاک بدون کود بود؛ به‌طوری‌که در خاک غنی از ماده آلی، سولفوسولفورون آزاد شده کمتری برای تجزیه میکروبی در دسترس بود (Maheswari & Ramesh, 2007). ماهشواری و رامش (Maheswari & Ramesh, 2007) نشان دادند که نیمه عمر علف‌کش سولفوسولفورون برای خاک‌های با ماده آلی بالا، کمتر از خاک‌های فقیر از ماده آلی بود.

بنابراین، با توجه به این مطلب که خاک‌های سرشار از ماده آلی، پتانسیل بافری و ظرفیت تعدیل‌کنندگی بالاتری در زمینه کاهش اثرات سوء مواد سمی تحت تأثیر کودهای دامی برای تجزیه آفت‌کش‌ها دارند (Thorstensen & Lode, 2000)، لذا می‌توان افزایش محتوی ماده آلی خاک را به‌عنوان راهکاری چندمنظوره در مدیریت اراضی زراعی مدنظر قرار داد و از این طریق علاوه‌بر بهبود ثبات تولید، افزایش سرعت تجزیه آفت‌کش‌ها و کاهش ماندگاری آن‌ها را برای بوم‌نظام‌های زراعی کشور به ارمغان خواهد آورد.

### گروه چهارم) خسارت به سرمایه‌های طبیعی: تنوع زیستی و زیستگاه‌ها

**الف- تلفات مراتع و جنگل‌ها:** سطح مراتع و جنگل‌های استان‌های خراسان طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۳ کاهش یافت. کاهش سطح مراتع در استان خراسان شمالی طی سال‌های ۱۳۸۳، ۱۳۸۴، ۱۳۸۵، ۱۳۸۶، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹ و ۱۳۹۰ به‌ترتیب ۳۴، ۱۸، ۱۳، ۲۱، ۳۰، ۳۷ و ۴۶ درصد بود. میزان این کاهش برای خراسان جنوبی طی این سال‌ها به‌ترتیب برابر با ۱۳، ۱۲، ۱۲، ۱۴، ۵، ۱۵ و ۲۶ درصد و برای خراسان رضوی به‌ترتیب برابر با ۱۷، ۳۴، ۳۴، ۳۴، ۱۴، ۳۵ و ۴۹ درصد محاسبه گردید (Agricultural Organization of Khorasan Razavi, 2008; 2009; 2011; 2012). سطح جنگل‌ها در سال‌های ۱۳۸۳، ۱۳۸۴، ۱۳۸۵، ۱۳۸۶، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹ و ۱۳۹۰ به‌ترتیب ۱، ۴، ۴، ۶، ۱۲، ۲۴ و ۳۳ درصد نسبت به حداکثر میزان خود در این استان کمتر بود. میزان این کاهش سطح جنگل برای خراسان جنوبی طی این سال‌ها به‌ترتیب برابر با ۹، ۱۵، ۲۱، ۲۹، ۶، ۱۳ و ۲۰ درصد و برای خراسان رضوی ۷، ۹، ۲، ۸، ۱۴، ۲۱ و ۳۴ درصد محاسبه گردید (Agricultural Organization of Khorasan Razavi, 2008; 2009; 2011; 2012).

مراتع و جنگل‌ها نقش مهمی در حفاظت خاک داشته و وجود آن‌ها باعث بهبود تنوع زیستی و حیات وحش و افزایش ارزش فرهنگی منطقه می‌شود (Pretty et al., 2000). بسیاری از محققین تأکید کرده‌اند که کاهش تنوع زیستی طی قرن اخیر افزایشی بوده

است. البته بخشی از این پیامدها نیز به‌دلیل تلفات تنوع ژنتیکی، به‌ویژه تنوع گونه‌ای و رقم می‌باشد (Heywood, 1995; RAFI, 1997; Fowler & Mooney, 1990).

بوم‌نظام‌های طبیعی در برگیرنده موجوداتی هستند که با یکدیگر و نیز با محیط اثرات متقابل نشان می‌دهند. بوم‌نظام‌های طبیعی را بر حسب اجزای فیزیکی و زیستی و اثرات متقابل آن‌ها می‌توان شناسایی کرد. بوم‌نظام‌های کشاورزی به‌شدت تحت تأثیر انسان‌ها هستند. کشاورز، گونه‌های غالب در بوم‌نظام‌های زراعی را بر اساس هدف خود تعیین می‌کند؛ به عبارت دیگر، بوم‌نظام زراعی دارای تنوع هدفمند هستند که این امر در تضاد کامل با سیستم‌های طبیعی است که در آن‌ها فرآیندهای داخلی سیستم نقش بنیادی را در تعیین فراوانی نسبی گونه‌ها بازی می‌کند (Koocheki, 2002). بدین ترتیب، کاهش سطح جنگل‌ها و مراتع علاوه‌بر تغییر کاربری آن‌ها به زمین‌های زراعی به‌منظور تولید محصولات کشاورزی، مربوط به کاهش بارندگی و افزایش درجه حرارت تحت تأثیر تغییرات اقلیمی می‌باشد. از طرف دیگر، از آنجا که این رویشگاه‌ها به‌عنوان پناهگاه و زیستگاهی برای تعداد زیادی از موجودات محسوب می‌شوند، تخریب و کاهش سطح آن‌ها می‌تواند تهدیدی برای تنوع زیستی محسوب شود.

**ب- تلفات کندوهای زنبور عسل:** بالاترین تعداد کندوی زنبور عسل طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۳ در استان خراسان شمالی برای سال ۱۳۹۰ با ۷۴۰۶۰ کندو گزارش شد، ولی تمام این کندوها، مدرن بودند. بالاترین تعداد کندوی بومی در این استان، در سال ۱۳۸۳ برابر با ۴۵۵۵ کندو بود که در سال‌های ۱۳۸۴ تا ۱۳۸۷ به‌ترتیب برابر با ۵۳، ۷۰، ۸۰ و ۸۲ درصد کاهش یافت و از این سال به بعد تعداد این کندوها در این استان به صفر رسید. بیشترین تعداد کندوی زنبور عسل طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۳ در استان خراسان جنوبی متعلق به سال ۱۳۸۸ با ۱۰۱۷۹۹ کندوی مدرن بود. بیشترین تعداد کندوی بومی در این استان برای سال ۱۳۸۳ برابر با ۱۲۳۴ کندو گزارش شد که طی سال‌های ۱۳۸۴ و ۱۳۸۵ به‌ترتیب ۲۹ و ۹۹ درصد کاهش یافت و از این سال به بعد تعداد کندوهای بومی در این استان به صفر رسید. بالاترین تعداد کندوی زنبور عسل طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۳ در استان خراسان رضوی در سال ۱۳۸۳ با ۱۳۲۱۹۷ کندوی مدرن گزارش گردید. بیشترین تعداد کندوی بومی در این استان مربوط به سال ۱۳۸۳ با ۱۹۲۳ کندو بود. تعداد کندوهای بومی در این استان طی سال‌های ۱۳۸۴ تا ۱۳۸۶ به‌ترتیب ۷۹، ۷۲ و ۹۳ درصد کاهش یافت (Agricultural Organization of Khorasan Razavi, 2008; 2009; 2011; 2012).

اگرچه تعداد کندوهای مدرن با گذشت زمان افزایش یافت، ولی کاهش سطح زیستگاه‌های طبیعی از طریق تغییر کاربری اراضی و خشک شدن آن‌ها تحت تأثیر تغییرات اقلیمی و همچنین مصرف سموم و نهاده‌های شیمیایی باعث کاهش تعداد کندوهای بومی شده است. با توجه به اینکه زنبور عسل جزو موجودات خونسرد بوده و وابستگی شدیدی نسبت به شرایط محیط دارد، لذا هر گونه تغییر در اقلیم تأثیر مستقیمی روی زندگی خواهد داشت. علاوه‌براین، هر گونه تغییری که منجر به کاهش گیاهان گل‌دار گردد، قطعاً روی زندگی زنبور عسل تأثیر گذاشته و موجب کاهش جمعیت آن خواهد شد. در اثر افزایش درجه حرارت روند تکامل و رشد زنبورها نیز دچار تغییر می‌گردد؛ به‌طوری‌که تغییرات اتمسفری و درجه حرارت بسیاری از رفتارهای بیولوژی زنبورهای عسل نظیر سن رشد، بلوغ و جفت‌گیری ملکه را تحت تأثیر قرار می‌دهد و تکثیر و بقای کلونی‌ها را با تهدید مواجه می‌کند. تقریباً ۷۵ درصد گیاهان زراعی دنیا که به‌عنوان غذا مورد استفاده قرار می‌گیرند به گرده‌افشانی حشرات وابسته هستند. این گرده‌افشانی اغلب توسط حشرات به‌ویژه زنبورها (Klein et al., 2007) انجام می‌گیرد. بدین ترتیب، اگرچه زنبورهای عسل مهم‌ترین حشرات گرده‌افشان هستند که در گرده‌افشانی بیش از ۷۰ گونه گیاهی نقش دارند، ولی کشاورزی رایج با مصرف انواع سموم و آفت‌کش‌های شیمیایی و تخریب و از بین بردن رویشگاه‌ها و زیستگاه‌های طبیعی باعث کاهش جمعیت آن‌ها شده است. به‌طور کلی، ۵۰ درصد تلفات کلونی زنبورهای عسل به فعالیت‌ها و نهاده‌های به‌کار گرفته شده در کشاورزی رایج نسبت داده شده است (Pretty et al., 2000). با این وجود، نتایج نشان داده است که هر ساله ۱۵۰۰۰ کلونی زنبور عسل تحت تأثیر مصرف سموم و آفت‌کش‌های شیمیایی از بین می‌روند (Hof & Willett, 1995). کاهش زیستگاه‌ها و مراتع و فشرده‌سازی کشاورزی، کاهش فراوانی جمعیت گرده‌افشان‌ها را موجب شده است (Winfree et al., 2009). از دیگر عوامل تأثیرگذار در کاهش گرده‌افشان‌ها می‌توان به کاربرد آفت‌کش‌های شیمیایی (Brittain et al., 2010)، تغییر اقلیم و تغییر کاربری اراضی (Hester & Harrison, 2010) اشاره نمود. نابودی زیستگاه‌ها به‌دلیل افزایش مصرف آفت‌کش‌ها موجب کاهش تنوع تعداد زیادی از حشرات گرده‌افشان به‌ویژه

زنبورهـای عسـل شـده اسـت (Tscharntke et al., 2005). ارزش سالیانه خدمات گرده‌افشانی برابر با ۱۵۳ میلیارد یورو برآورد شده است که تقریباً ۱۰ درصد کل ارزش اقتصادی دنیا را به خود اختصاص می دهد (Gallai et al., 2009).

کشاورزی صنعتی و فشرده تأثیر زیادی بر کاهش تنوع زیستی و حیات وحش دارد؛ بررسی‌ها نشان داده است که ۱۷۰ گونـه در طـول این قرن در اروپا منقرض شده‌اند که شامل هفت درصد از گونه‌هـای سنجاقک، پنج درصد از گونه‌های پروانـه و دو درصـد از مـاهی‌هـا و پستانداران می‌باشد (Pretty, 1998). پرتـی و همکـاران (Pretty et al., 2000) دلیل این تلفات زیستی و حیات وحش را به تک‌کشـتی-های مداوم غلات، چرای بیش از حد دام‌ها، مصرف کودهـا و سـموم شیمیایی و تغییر کاربری اراضی نسبت داده‌اند. بدین ترتیب، به نظـر می‌رسد که کاهش سطح رویشگاه‌های طبیعی همچـون جنگـل‌هـا و مراتع و به‌کارگیری کشاورزی فشرده تحـت تـأثیر اسـتفاده از سـموم شیمیایی از طریق حذف انتخابی برخی گونـه‌هـای گیـاهی و حـذف گونه‌های مفید و غیرهدف به‌ویژه زنبورهای عسل موجب کاهش تعداد آن‌ها شده است.

### گروه پنجم) خسارت به سلامت انسان تحت تأثیر مصـرف مواد شیمیایی

**الف- برآورد باقی‌مانده حشره‌کش شیمیایی دیازینون در محصولات کشاورزی:** آفت‌کش‌ها و حشره‌کش‌های می‌توانند سلامت افراد را تحت تأثیر قرار دهند. معمولاً به‌دلیـل درک پـایین از اثرات مصرف این مواد شیمیایی هزینه‌های خـارجی سـلامت انسـان تحت تأثیر مصرف آفت‌کش‌ها پایین در نظر گرفته می‌شود (Pretty, 1998; Pearce & Turner, 1990). اچ‌اس‌ای (HSE, 1998a; HSE, 1998b) گزارش نمـوده اسـت کـه ۲۰۰-۱۰۰ نفـر از جوامـع انسانی هر ساله تحت تأثیر منفی مصرف مواد شیمیایی قرار می‌گیرند.

رضـوانی‌مقـدم و همکـاران (Rezvani Moghaddam et al., 2009) گزارش نمودند که میزان بقایای دیازینون در بافـت خـوراکی خربزه تربت جام و شیروان به‌ترتیب برابر بـا ۰/۹۹۶ و ۰/۸۲۲ میلـی گرم بر کیلوگرم بود. بنابراین، با توجه به حد مجاز بقایای سم در میوه خربـزه (۰/۲ میلـی گـرم بـر کیلـوگرم) (FAO & WHO, 2000)، مشخص است که مقدار باقی‌مانده دیـازینون در خربـزه ایـن منـاطق به‌ترتیب ۴/۹۸ و ۴/۱۱ برابر حد مجاز می‌باشد. این محققان بر اساس حد مجاز بقایای دیازینون (۰/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در خیار (FAO & WHO, 2000)، میزان سم در خیار مشهد را ۱۴ درصد کمتر از حد مجاز گزارش نمودند. همچنین میزان سم در گوجه‌فرنگی شـیروان را ۱/۱ برابر بیشتر از حد مجاز و در گوجـه‌فرنگـی تحـت شـرایط عـدم مصرف سم و کود شیمیایی در مشهد ۲۴ درصد کمتـر از حـد مجـاز برآورد نمودند. نامبردگان متوسط درصد بقایای سموم در خیار، خربزه و گوجه‌فرنگی (برای سال زراعی ۸۵-۱۳۸۴) را به‌ترتیب ۰/۳۲، ۰/۹۱ و ۰/۴۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش نمودند. بدین ترتیب، به نظر می-رسـد کـه مقـادیر قابـل تـوجهی دیـازینون از طریـق مصـرف ایـن محصولات وارد زنجیره غذایی شده است. البته میزان بقایای سموم بر اساس شرایط اقلیمی منطقه و نوع مدیریت مزارع، متفاوت مـی‌باشـد. با توجه به دوره زوال دیازینون، مشخص اسـت کـه بایسـتی فاصـله آخرین سم‌پاشی تا برداشت محصول حداقل سه هفته باشـد. البتـه در این راستا، تحقیقات نشان داده است که واریته، غلظت سم مصـرفی، مدت زمان نگهداری میوه پس از برداشت و اثرات متقابل آن‌ها پس از برداشت نیز بر باقی‌مانده سم دیازینون مؤثر هستند (Abou-Arab & Abou-Donia, 2001; Motamedzadegan et al., 2006; Mehmet et al., 2006). به نظر می‌رسد چنانچه مصرف سم بیش از حد توصیه شده باشد، بایستی زمان بیشتری برای تجزیه سم در نظر گرفته شود تا باقی‌مانده آن‌ها تا حد قابل قبولی کاهش یابد.

بر اساس آمار کدکس، حد مجاز بقایای دیازینون در گوجه‌فرنگی و خیار به‌ترتیب برابر با ۰/۵ و ۰/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده اسـت (El-Lakwah et al., 1995; Sorode et al., 1981; FAO & WHO, 2000). حجازی و همکاران (Hegazi et al., 2006) در بررسی رفتار، پایداری و بقایای حشره‌کش دیازینون در گوجه‌فرنگـی اظهار داشتند که پس از گذشت یـک سـاعت از کـاربرد حشـره‌کـش بقایای دیازینون برابر با ۱/۴۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود.

بدین ترتیب، با توجه به بالا بودن سموم شیمیایی در محصولات کشاورزی بهتر است از سایر راهکارهای مدیریتی نظیر تناوب، ارقـام مقاوم و مدیریت تلفیقی و کنترل بیولوژیک برای مدیریت آفات بهره-گیری شود. همچنین، با توجه به مشکلات زیسـت‌محیطـی ناشـی از تولید و مصرف آفت‌کش‌های شیمیایی و افزایش بـروز بیمـاری‌هـای خطرناک ناشی از مصرف آفت‌کش‌های شیمیایی، وجود بقایای آفت-کش‌ها در محصولات کشاورزی و مواد غذایی بایسـتی مـورد توجـه جدی‌تر قرار گیرد (Mehmet et al., 2006). همچنین بـا توجـه بـه

اهمیت خطرات ناشی از وجود بقایای سموم در رژیم غذایی، به‌ویژه در سبزیجات خام مصرف و نیز رعایت حقوق مصرف‌کنندگان، تحقیقات بیشتر در زمینه وجود انواع سموم شیمیایی و همچنین طول دوره کارنس و تأثیر شستشوی میوه‌ها و سبزیجات بر کاهش میزان بقایای سموم شیمیایی بایستی مدنظر قرار گیرند.

**ب- برآورد باقی‌مانده نیترات در محصولات کشاورزی:** اگرچه حداقل دامنه نیترات برای هیچ یک از سبزی‌ها و محصولات جالیزی از حد مجاز بالاتر نبود، ولی حداکثر دامنه نیترات در گوجه‌فرنگی، بادمجان، خیار و اسفناج در مقایسه با حد مجاز آن در این محصولات به‌ترتیب ۱/۴، ۰/۷۵، ۱۷/۱۵ و ۷/۳۸ درصد بالاتر بود. در چغندرقند نیز حد بالا و پایین آن از مقدار مجاز نیترات پایین‌تر بود. غلظت نیترات در سبزی‌های برگی بالاتر از محصولات جالیزی است (جدول ۶). بنابراین، استفاده از سبزی‌های برگی با غلظت بالای نیترات می‌تواند از طریق بروز مشکلات و بیماری‌هایی در سیستم گوارشی تهدیدی جدی برای سلامتی جوامع زیستی محسوب گردد.

**جدول ٦- مقایسه غلظت نیترات در تعدادی از سبزی‌ها در مقایسه با حد مجاز**
**Table 6- Nitrate concentration of vegetable compared to allowable limit**

| نوع گیاه Plant type | حد مجاز نیترات Nitrate allowable limit | دامنه مقادیر اندازه‌گیری شده Range of Measured contents |
|---|---|---|
| گوجه‌فرنگی Tomato | 300 | 17.7–304.2 |
| بادمجان Eggplant | 200 | 124–201.5 |
| خیار Cucumber | 200 | 70.9–234.3 |
| چغندرقند Sugarbeet | 3000 | 1555.3–2210.3 |
| اسفناج Spinach | 500 | 389.0–536.9 |

اگرچه نیترات به‌طور مستقیم برای انسان سمی نیست، ولی این در روده و دهان به نیتریت احیا شده و باعث بروز مت‌هموگلوبین می‌گردد و کاهش ظرفیت خون را برای حمل اکسیژن به‌دنبال دارد. علاوه‌براین، ارتباط بین محتوی نیترات و بروز بیماری‌های مختلفی همچون سرطان از طریق تشکیل نیتروزآمین نیز تأیید شده است (Pretty et al., 2000). بدین ترتیب، بایستی مصرف کودهای شیمیایی نیتروژنه در بوم‌نظام‌های زراعی کاهش یابد و میزان مصرف بر اساس محتوی آن در خاک و بسته به نیاز گیاه انجام شود. فلاح‌پور و همکاران (Fallahpour et al., 2012) دریافتند که در مقادیر کم کود نیتروژن در نظام‌های تولید گندم و جو، اثرات زیست‌محیطی به‌مراتب پایین‌تر بود و با افزایش مصرف کود این اثرات نیز افزایش یافت.

**گروه ششم) خسارت به محیط زیست تحت تأثیر مصرف انواع مواد شیمیایی**

**الف- برآورد میزان تلفات کودهای شیمیایی نیتروژنه:** تلفات نیتروژن و فسفر در بوم‌نظام‌های زراعی استان‌های خراسان طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۵ کاهش یافت؛ به‌طوری‌که بالاترین میزان تلفات این عناصر در بوم‌نظام‌های زراعی استان خراسان در سال ۱۳۸۵ مشاهده گردید. همچنین با مقایسه سه استان خراسان رضوی، شمالی و جنوبی مشخص گردید که بالاترین میزان تلفات این عناصر مربوط به خراسان رضوی بود (Agricultural Organization of Khorasan Razavi, 2008; 2009; 2011; 2012) که این موضوع با توجه به مصرف بالاتر این کودهای شیمیایی در این استان منطقی به نظر می‌رسد.

به نظر می‌رسد که افزایش سطح آگاهی کشاورزان از عوارض نامطلوب مواد شیمیایی، ارتقای نگرش مصرف‌کننده‌ها، بروز بیماری‌های مختلف و تقاضا برای محصولات سالم و با کیفیت از طریق کاهش میزان مصرف کودهای شیمیایی، اُفت تلفات آن‌ها را به دنبال داشته است. گراندی و همکاران (Grandy et al., 2006) بیان داشتند از کل نیتروژن مصرفی، ۸۵-۸۰ درصد به‌دلیل حلالیت بالا وارد محیط زیست می‌شود. رائو (Rao, 1999) دریافت که ۵۰-۲۰

درصد نیتروژن به‌صورت آب‌شویی و ۲۰-۵ درصد نیتروژن به‌صورت تبخیر آمونیوم از دسترس خارج می‌شود؛ در حالی‌که بر اساس گزارش لو و همکاران (Lv et al., 2010) میزان تلفات کودهای فسفره ۱۷ درصد می‌باشد. بروز دنیتریفیکاسیون علاوه‌بر کاهش حاصلخیزی خاک تحت تأثیر تلفات نیتروژن و تغییر فرم آن از حالت قابل دسترس، موجب اوتریفیکاسیون می‌شود. این فرآیند همچنین بر شیمی اتمسفر تأثیر گذاشته و با تولید اکسیدهای نیتروژن، تخریب ازن استراتوسفر را موجب می‌گردد (Rao, 1999).

رائو (Rao, 1999) اظهار داشت که از آنجا که بذر درخت نیم (*Azadirachta indica*) حاوی ترکیبات لیپیدی است که به‌عنوان ممانعت‌کننده تلفات نیتروژن عمل می‌کند، برای بهبود کارایی مصرف کودهای شیمیایی نیتروژنه می‌توان مصرف این نهاده آلی دارای حلالیت کم را در بوم‌نظام‌های زراعی مدنظر قرار داد. همچنین می‌توان با انتخاب تناوب مناسب و مصرف کودهای با حلالیت کمتر کارایی این عنصر را بهبود بخشید. به‌منظور بهبود کارایی کودهای شیمیایی بایستی از طریق مخلوط کردن کود با خاک، قرار دادن نواری یا نقطه‌ای کود در نزدیکی ریشه گیاهان استفاده کرد و از کاربرد سطحی کودهای شیمیایی به‌منظور بهبود کارایی و کاهش تلفات آن‌ها اجتناب نمود.

**ب- ارزیابی اثرات زیست‌محیطی کاربرد آفت‌کش‌های شیمیایی:** روش EIQ[1] یا شاخص تأثیر زیست‌محیطی آفت‌کش‌ها روشی برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی آفت‌کش‌ها است (Kovach et al., 2004). بذرگر و همکاران (Bazrgar et al., 2013) با ارزیابی اثرات زیست‌محیطی کاربرد آفت‌کش‌ها در نظام‌های تولید چغندرقند در خراسان اظهار داشتند که بیشترین مقدار EIQ در بین آفت‌کش‌های مورد استفاده برای حشره‌کش متاسیستوکس- آر (۷۵/۰۳) و بازودین (۴۴/۰۳) حاصل شد و علف‌کش پیرامین (۱۶/۰۱) و حشره‌کش مچ (۱۶/۲۹) نیز دارای کمترین مقدار بودند. همچنین حشره‌کش متاسیستوکس- آر (۸۰) دارای بیشترین اثر بر کارگران مزرعه بود و کمترین میزان برای دورسبان (۶) برآورد گردید. قارچ‌کش‌ها دارای بیشترین اثر در بین گروه‌های مختلف آفت‌کش‌ها بر مصرف‌کنندگان بودند؛ به‌لحاظ اثرات اکولوژیک نیز حشره‌کش‌های متاسیستوکس-آر و بازودین به‌ترتیب با ۱۲۸/۱ و ۱۲۲/۷۵ دارای بیشترین آسیب‌رسانی و علف‌کش‌های رونیت و مچ به‌ترتیب با ۳۳ و ۳۳/۶۳ دارای کمترین آسیب‌رسانی بودند. بدین ترتیب، این محققان دریافتند که دو حشره‌کش متاسیستوکس-آر و بازودین پر مخاطره‌ترین آفت‌کش‌های مورد استفاده می‌باشند. سلطانی و همکاران (Soltani et al., 2011) و بیوئس و همکاران (Bues et al., 2004) بیشترین اثر منفی کاربرد آفت‌کش‌ها را به‌ترتیب مربوط به جزء اکولوژیکی، کارگران مزرعه و مصرف‌کنندگان و آب‌شویی نسبت دادند. هیومبرت و همکاران (Humbert et al., 2007) نیز با بررسی اثر سمیت مهم‌ترین آفت‌کش‌ها در کاستاریکا اظهار داشتند دیازینون ۷۵ درصد از سمیت اکولوژیک را موجب شده است. بیوئس و همکاران (Bues et al., 2004) نیز در بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید گوجه‌فرنگی با EIQ نشان دادند که حشره‌کش‌ها بیشترین فشار را بر محیط زیست وارد می‌کنند.

توجه به استفاده از آفت‌کش‌های کم‌خطرتر، سیاست‌گذاری در جهت انتخاب آفت‌کش‌های جایگزین و غلظت بهینه مصرف از سوی سیاست‌گذاران، مدیران و کشاورزان می‌تواند در رسیدن به این هدف راهگشا باشد و تمایل نظام‌های تولید محصولات کشاورزی را به‌سوی نظام‌های مکانیزه‌تر و پرتولیدتر در مقیاس ملی هزینه‌های زیست‌محیطی تولید چغندرقند مورد نیاز داخل کشور کمتر کند و در مقیاس جهانی نیز از ایجاد بار زیست‌محیطی ناشی از حمل و نقل تولید غیرمحلی جلوگیری نماید.

استفاده مداوم از سموم دفع آفات ممکن است ریزموجودات خاکزی را با تغییر در خصوصیات، جمعیت و فعالیت این ریزموجودات در نتیجه حاصلخیزی و باروری خاک به‌ویژه در لایه‌های سطحی خاک به‌شدت تحت تأثیر قرار دهد. البته میزان مصرف سموم نیز حائز اهمیت است، زیرا می‌تواند موجب اختلال در فراوانی جمعیت، فعالیت و ترکیب ریزجانداران خاک شود (Locke & Zablotowicz, 2004). رجرز و همکاران (Roger et al., 1994) اظهار داشتند که استفاده از این ترکیبات به‌صورت بالقوه می‌تواند اثرات زیان‌باری بر ریزموجودات آبزی و خاکزی به‌همراه داشته باشد. هارت و بروکز (Hart & Brookes, 1999) نیز دریافتند که برخی از شاخص‌های زیستی خاک نظیر کربن و نیتروژن و ضریب متابولیکی به‌شدت تحت تأثیر مصرف این مواد قرار گرفت. ایزنهاور و همکاران (Eisenhauer et al., 2009) نشان دادند که سموم مختلف اثرات متفاوتی بر

1- Environmental impact quotient

فعالیت‌های زیستی خاک داشتند و مصرف آن‌ها سبب کاهش و یا افزایش شاخص‌های زیستی گردید. بنابراین، با توجه به استفاده روزافزون سموم شیمیایی در کشاورزی و از آنجا که خاک یکی از دریافت‌کنندگان اصلی این گونه سموم شیمیایی بوده و این ترکیبات می‌تواند توازن اکولوژیکی گونه‌های زیستی خاک را مختل سازد (Eisenhauer et al., 2009) و با در نظر گرفتن این مطلب که غلظت‌های زیاد برخی از سموم شیمیایی در کنترل آفات و بیماری‌های گیاهی می‌تواند برای سایر جانداران مضر باشد (Eisenhauer et al., 2009; Locke & Zablotowicz, 2004) و همچنین روند افزایشی مصرف این سموم شیمیایی در کشور، به نظر می‌رسد که بایستی از طریق مدیریت زراعی میزان و نحوه استفاده از سموم را طوری تنظیم نمود تا آسیب وارده به محیط زیست به حداقل ممکن کاهش یابد و خصوصیات بیولوژیکی خاک نظیر جمعیت ریزجانداران خاکزی که مهم‌ترین شاخص سلامت، پایداری و حاصلخیزی خاک هستند، نیز تضمین گردد (Pedersen, 1988).

## نتیجه‌گیری

طی سال‌های اخیر سطح زیر کشت در استان‌های خراسان افزایش یافت، ولی توسعه بیشتر آن با توجه به محدودیت‌های اقلیمی، خاک و آب و تخریب‌های شیمیایی و فیزیکی خاک از قبیل شور شدن و فرسایش امکان‌پذیر نیست. توزیع و مصرف نهاده‌های شیمیایی طی سال‌های اخیر افزایش یافته و نسبت تولید به کود، روند کاهشی نشان می‌دهد. بدون تردید اگرچه مصرف کودهای شیمیایی می‌تواند از توسعه بی‌رویه سطح زیر کشت جلوگیری نماید، ولی مصرف بی‌رویه آن علاوه‌بر کاهش کارایی تولید با افزایش ورود مواد معدنی و ترکیبات مضر نیتروژنه به آب‌های سطحی و زیرزمینی موجب بروز آلودگی‌های خطرناک می‌شود. با توجه به بالا بودن میزان آب مصرفی در کشاورزی و همچنین درنظر گرفتن تغییرات اقلیمی آینده می‌توان از راهکارهایی نظیر بهبود راندمان مصرف آب، تغییر الگوی کاشت و نوع گیاهان برای بهبود بهره‌وری آب بهره‌برداری نمود. بالاتر بودن غلظت نیتروژن نیتراتی، بیانگر آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات است. بنابراین، مدیریت نامناسب کودهای نیتروژنه در مزارع استان خراسان باعث می‌شود آب‌های زیرزمینی تحت آلودگی مداوم نیترات قرار دارند. با توجه به بالاتر بودن باقی‌مانده حشره‌کش‌ها در آب آبیاری به نظر می‌رسد که موجودات آبزی و سایر موجودات زنجیره غذایی نیز در معرض خطر آلودگی این سموم قرار دارند، لذا به‌منظور حفظ سلامتی جوامع در محیط زیست بهتر است مقدار مصرف سموم کاهش یابد و از سایر راهکارهای اکولوژیکی نظیر کنترل بیولوژیکی بهره‌گیری شود. میانگین غلظت نیترات خاک بالاتر از حد بحرانی نیترات بود. از آنجا که ورود نیترات به زنجیره غذایی مشکلات زیادی ایجاد می‌کند، به نظر می‌رسد که خاک‌های مزارع استان نیاز به افزودن بیش از اندازه کود نیتروژنه ندارند و بایستی مصرف کود با توجه به نیتروژن خاک و نیاز گیاه به‌صورت سرک انجام شود. محتوی کربن آلی در زیستگاه طبیعی و مرتع بالاتر از اراضی زراعی بود. بدین ترتیب، می‌توان از راهکارهایی نظیر افزودن بقایای گیاهی و نهاده‌های آلی و کاهش عملیات خاک‌ورزی برای مدیریت بوم‌نظام‌های زراعی بهره جست. اگرچه آفات، خسارت قابل توجهی به محصولات کشاورزی وارد می‌کنند، ولی مداخله بیش از حد باعث بر هم خوردن تعادل اکولوژیکی شده است. به‌علاوه، چون این سموم باعث افزایش مقاومت می‌شوند، کشاورزان مجبورند هر ساله مقدار سم مصرفی را افزایش دهند. بقایای این ترکیبات در محیط، مخاطرات مربوط به تولید و توزیع این سموم، افزایش مقاومت آفات نسبت به مواد شیمیایی و آلودگی شیمیایی مواد غذایی از جمله چالش‌ها هستند. بنابراین، از آنجا که ماده آلی، نقش بافری و ظرفیت تعدیل‌کنندگی بالاتری در زمینه کاهش اثرات سوء مواد سمی برای تجزیه آفت‌کش‌ها دارند، می‌توان افزایش محتوی ماده آلی را مدنظر قرار داد. طی سال‌های اخیر سطح جنگل‌ها و مراتع در استان‌های خراسان کاهش یافته که دلیل این کاهش علاوه‌بر تغییر کاربری اراضی، مربوط به کاهش بارندگی و افزایش درجه حرارت تحت تأثیر تغییرات اقلیمی می‌باشد. از طرف دیگر، از آنجا که این رویشگاه‌های طبیعی، زیستگاهی برای موجودات محسوب می‌شوند، تخریب این بوم‌نظام‌ها و کاهش سطح آن‌ها می‌تواند تهدیدی برای تنوع زیستی محسوب شود. اگرچه تعداد کندوهای مدرن زنبور عسل با گذشت زمان در استان‌های خراسان افزایش یافت، ولی کاهش سطح زیستگاه‌های طبیعی از طریق تغییر کاربری اراضی و خشک شدن آن‌ها تحت تأثیر تغییرات اقلیمی و مصرف سموم و نهاده‌های شیمیایی باعث کاهش تعداد کندوهای بومی شد. با توجه به اینکه زنبور عسل جزو موجودات خونسرد بوده و وابستگی شدیدی به شرایط محیط دارد، لذا هر گونه تغییری در اقلیم و محیط اطراف آن تأثیر مستقیمی روی زندگی خواهد داشت.

حداکثر دامنه نیترات برای گوجه‌فرنگی، بادمجان، خیار و اسفناج در مقایسه با حد مجاز نیترات بالاتر بود. در مورد چغندرقند نیز حد بالا و پایین دامنه آن از مقدار مجاز نیترات پایین‌تر بود. بنابراین، از آنجا که استفاده از سبزی‌های برگی با غلظت بالای نیترات می‌تواند باعث بروز مشکلات و بیماری‌هایی در سیستم گوارشی و سلامتی انسان و دام گردد و در نظر گرفتن این مطلب که این ماده باعث بروز بیماری مت‌هموگلوبین می‌گردد و کاهش ظرفیت خون را برای حمل اکسیژن به دنبال دارد، بایستی مصرف کودهای شیمیایی نیتروژنه در بوم‌نظام-های زراعی کاهش یابد و میزان آن بر اساس محتوی آن در خاک و بسته به نیاز گیاه انجام شود. میزان تلفات نیتروژن و فسفر در بوم-نظام‌های زراعی استان‌های خراسان با گذشت زمان کاهش یافت. بالاترین تلفات نیتروژن و فسفر مربوط به خراسان رضوی بود. افزایش سطح آگاهی کشاورزان از عوارض نامطلوب مواد شیمیایی، ارتقای نگرش مصرف‌کننده‌ها، بروز بیماری‌های مختلف و تقاضا برای محصولات سالم از طریق کاهش مصرف کودهای شیمیایی، اُفت تلفات آن‌ها را به دنبال داشته است. بدین ترتیب، از آنجا که تلفات کودهای شیمیایی ناشی از افزایش مصرف آن‌ها در بوم‌نظام‌های زراعی است، بایستی از کودهای با حلالیت کمتر و تعیین میزان مصرف کود بر اساس نیاز گیاه و مرحله رشدی گیاه استفاده کرد. از آنجا که خاک دریافت‌کننده اصلی این سموم شیمیایی بوده و اثرات این ترکیبات بر جامعه زیستی خاک می‌تواند توازن اکولوژیکی گونه-های زیستی را مختل سازد و با در نظر گرفتن این مطلب که غلظت-های زیاد برخی از این سموم می‌تواند برای انسان، گیاهان، ریزجانداران و سایر جانداران مضر باشد و همچنین توجه به روند افزایشی مصرف سموم شیمیایی، بایستی از طریق مدیریت زراعی میزان و نحوه استفاده از این سموم را طوری تنظیم نمود تا آسیب وارده به محیط زیست کاهش یابد و خصوصیات بیولوژیکی خاک تضمین گردد.

## سپاسگزاری

بودجه این طرح از محل اعتبار پژوهه به شماره ۲۳۱۶۲ مورخ ۱۳۹۱/۰۶/۰۸ معاونت محترم پژوهشی و فناوری دانشگاه فردوسی مشهد تأمین شده است که بدینوسیله سپاسگزاری می‌شود.

## References

Abou-Arab, A.A.K., and Abou-Donia, M.A., 2001. Pesticide residues in some Egyptian spices and medicinal plants as affected by processing. Food Chemistry 72(4): 439-445.

Accinelli, C., Dinelli, G., Vicari, A., and Catizone, P., 2001. Atrazine and metolachlor degradation in subsoils. Biology and Fertility of Soils 33: 495-500.

Agricultural Organization of Khorasan Razavi., 2008. Statistical Yearbook of Agriculture. 402 pp. (In Persian) Available at: www.agri-jihad.ir (In Persian)

Agricultural Organization of Khorasan Razavi., 2009. Statistical Yearbook of Agriculture. 402 pp. (In Persian) Available at: www.agri-jihad.ir (In Persian)

Agricultural Organization of Khorasan Razavi., 2011. Statistical Yearbook of Agriculture. 219 pp. (In Persian) Available at: www.agri-jihad.ir (In Persian)

Agricultural Organization of Khorasan Razavi., 2012. Statistical Yearbook of Agriculture. 240 pp. (In Persian) Available at: www.agri-jihad.ir (In Persian)

Alvey, S., and Crowly, D.E., 1995. Influence of organic amendments on biodegradation of atrazine as a nitrogen source. Journal of Environmental Quality 24: 1156-1162.

Ambrus, A., Lantos, V., Visin, E., and Lśarvi, L., 1981. General method for determination of pesticide residues in sample of plant origin, soil and water. Extraction and clean up. Journal Association of Chemistry 64(3): 736-737.

Barata, C., Solayan, A., and Porte, C., 2004. Role of B-esterases in assessing toxicity of organophosphorus (Chlorpyrifos, Malathion) and carbamate (carbofuran) pesticides to Daphnia magna. Aquatic Toxicology 66(2): 125-139.

Bazrgar, A.B., Soltani, A., Koocheki, A., Zeinali, E., and Ghaemi, A.R., 2013. Evaluation of the environmental impacts of pesticides used in sugar beet (*Beta vulgaris* L.) production systems in Khorasan provinces. Agroecology 5(2): 122-133. (In Persian with English Summary)

Bouwman, A., 2001. Global estimates of gaseous emissions from agricultural land. Rome, FAO.

Bremner, J.M., 1970. Nitrogen Total, Regular Kjeldahl Method. In: Methods of Soil Analysis, Part II: Chemical and Microbiological Properties. 2nd Ed. Agronomy 9(1). A.S.A. Inc., S.S.S.A. Inc., Madison publisher, Wisconsin., USA, p. 610-616.

Brittain, C.A., Vighi, M., Bommarco, R., Settle, J., and Ptts, S.G., 2010. Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. Basic and Applied Ecology 11(2): 106-115.

Brouwer, R., 1999. Market Integration of Agricultural Externalities: A Rapid Assessment Across EU Countries. Report for European Environment Agency, Copenhagen.

Bues, R., Bussières, P., Dadomo, M., Dumas, Y., Garcia-Pomar, M.I., and Lyannaz, J.P., 2004. Assessing the environmental impacts of pesticides used on processing tomato crops. Agriculture, Ecosystems and Environment 102: 155-162.

Butz, S., and Stan, H.J., 1995. Screening of 265 pesticides in water by thin layer chromatography with AMD. Analytical Chemistry, 67: 620- 630.

Castilho, I.A.A., and Fenz, N., 1999. Organ chlorine and organophosphorus pesticide residue in the Atoya river basin Chinandega Nicaragua. Environmental Pollution 110(2000): 523-33.

Chirinda, N., Olesen, J.E., Porter, J.R., and Schjonning, P., 2010. Soil properties, crop production and greenhouse gas emissions from organic and inorganic fertilizer-based arable cropping systems. Agriculture, Ecosystems and Environment 139: 584-594.

Cooper, J.M., Butler, G., Leifert, and C., 2011. Life cycle analysis of greenhouse gas emissions from organic and conventional food production systems, with and without bio-energy options. NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences 58: 185-192.

Cupples, A.M., Sims, G.K., Hultgren, R.P., and Hart, S.E., 2000. Effect of soil conditions on the degradation of cloransulam-methyl. Journal of Environmental Quality 29:786-794.

Dakhel, N., Barriuso, E., Charnay, M.P., Touratier, C.H., and Ambrosi, D., 2001. Amitrole degradation in vineyard soils in relation to pedo-climatic conditions. Biology and Fertility of Soils 33: 490-494.

Dale, V.H., and Polasky, S., 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. Ecological Economics 64: 286-296.

Day, B.E., Jordan, L.S., and Hendrixon, R.T., 1961. The decomposition of amitrole in California soils. Weeds 9: 443-456.

De Groot, R.S., Wilson, M.A., and Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem function, goods and services. Ecological Economics 41: 393-408.

Dell, C.J., Salon, P.R., Franks, C.D., Benham, E.C., and Plowden, Y., 2008. No-till and cover crop impacts on soil carbon and associated properties on Pennsylvania dairy farms. Journal of Soil and Water Conservation 63(3): 136–142.

Denkler, M., 1994. Mikrobielle Abbau und Verlagrung ausgewelter Pflanzenschutzmittel im Ackerboeden, Forschungsbreich Bodenwissenschaften Seite p. 15-20.

DFG., 1990. Zusammen fassung der Arbeiten Ueber Verhalten und Nebenwirkungen von Herbizide, DFG-Forschung. Seite p. 320-340.

Diaz Goebes M., Stader R., and Davidson C., 2003. An ammonia emisiion inventory for fertilizer application in the United Sattes. Atmospheric Environment 37: 2539-2550.

Edwards, J.H., Wood, C.W., Thurlow, D.L., and Ruf, M.E., 1992. Tillage and crop rotation effects on fertility status of a hapludult soil. Soil Science Society of America Journal 56: 1577-1582.

Eisenhauer, N., Klier, M., Partsch, S., Sabais, A.C.W., Scherber, C., Weisser, W.W., and Scheu, S., 2009. No interactive effects of pesticides and plant diversity on soil microbial biomass and respiration. Applied Soil Ecology 42: 31-36.

El-Lakwah, F.A., Hamed, M.S., and Darwish, A.A., 1995. Determination of certain organochlorine and organphosphorus pesticide residues in home-produced tomatoes and cucumbers used for consumption in two Egyptian governorates [Egypt]. Annals of Agricltural Science, Moshtohor 33(1): 399-407.

Evans, R., 1995. Soil Erosion and Land Use: Towards a Sustainable Policy. Cambridge Environmental Initiative, University of Cambridge, Cambridge.

Evans, R., 1996. Soil Erosion and its Impact in England and Wales. Friends of the Earth Trust, London. Evans, H.S., Madden, P., Douglas, C., Adak, G.K., O'Brien, S.J., Djuretic, T., Wall, P.G., and Stanwell-Smith, R., 1998. General

outbreaks of infectious disease in England and Wales 1995-96. Comm. Dis. Public Health 1(3): 165-171.

Fallahpour, F., Aminghafouri, A., Ghalegolab Behbahani, A. and Bannayan, M., 2012. The environmental impact assessment of wheat and barley production by using life cycle assessment (LCA) methodology. Environment, Development and Sustainability 14: 979-992

FAO and WHO., 2000. Codex Alimentarius Commission. CX/PR00/5.

FAO. 2003. World Agriculture: Towards 2015/2030. An FAO Perspective. http://www.fao.org

Fleischer, G., and Waibel, H., 1998. Externalities by pesticide use in Germany. Paper presented to Expert Meeting. The Externalities of Agriculture: What do we Know? EEA, Copenhagen, May 1998.

Forouzangohar, M., Haghnia, G.H., Koocheki, A., Tabatabaie-Yazdi, F., 2005. Effect of organic amendments and soil texture on degradation of Atrazine and Metamitron. JWSS- Isfahan University of Technology 9(1): 131-142. (In Persian with English Summary)

Fowler, C., and Mooney, P., 1990. The Threatened Gene: Food, Policies and the Loss of Genetic Diversity. The Lutterworth Press, Cambridge.

Fuentes, M., Govaerts, B., Hidalgo, C., Etchevers, J., González-Martín, I., Hernández-Hierro, J., Sayre, K.D., and Dendooven, L., 2010. Organic carbon and stable 13C isotope in conservation agriculture and conventional systems. Soil Biology and Biochemistry 42: 551-557.

Gallai, N., Salles, J.M., Settele, J., and Vaissière, B.E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. Ecological Economics 68(3): 810-821.

Gasol, C.M., Gabarrell, X., Anton, A., Rigola, M., Carrasco, J., Ciria, M.J., and Rieradevall, J., 2007. Life cycle assessment of a *Brassica carinata* bioenergy cropping system in southern Europe. Biomass and Bioenergy 31: 543-555.

Ghermandi, A., van den Bergh, J.C.J.M., Brander, L.M., de Groot, H.L.F., and Nunes, P.A.L.D., 2010. The values of natural and human-made wetlands: a meta-analysis. Water Resources Research 46: W12516.

Grandy, A.S., Loecke, T.D., Parr, S., and Robertson, G.P., 2006. Long-term trends in nitrous oxide emissions, soil nitrogen, and crop yields of till and no-till cropping systems. Journal of Environmental Quality 35: 1487-1495.

Hadizadeh, M.H., Nassiri Mahallati, M., Koocheki, A., Zand, E., and Tabatabayee Yazdi, F., 2009. Effects of organic matters and solfusulfurune noncentration on its sustainability in soil. Iranian Journal of Field Crops Research 7(1): 301-309. (In Persian with English Summary)

Hanley, N., Whitby, M., and Simpson, I., 1999. Assessing the success of agri-environmental policy in the UK. Land Use Policy 16: 67-80.

Hart, M.R., and Brookes, P.C., 1999. Soil microbial biomass and mineralization of soil organic matter after 19 years of cumulative field applications of pesticides. Soil Biology and Biochemistry 28: 1641–1649.

Hashimoto, M., Nose, T., and Muriguchi, Y., 2002. Wood products: potential carbon sequestration and impact on net carbon emissions of industrialized countries. Environmental Science and Policy 5: 183-193.

Hegazi, M.E.A., Afify, A.M.R., Hamama, A.A., and El-Refahey, T.F.A., 2006. Persistence and behavior of certain insecticide residues on tomato fruits in relation to processing and biochemical consistuents of fruits. Egyptian Journal of Agricultural Research 84: 853-866.

Henklmann, G., 2004. Dasverhalten Von Pflan zenschutz mitteln imAgrar oekosystem. Dipl. Arbeit, lfl mueunchen, Seit p. 25-40.

Hester, R.E., and Harrison, R.M., 2010. Scosystems Serivices. RSC Publishing, The Royal Society of Chemistry, Cambridge CB4 0WF, UK 176 pp.

Heywood, V.H., 1995. Global Biodiversity Assessment. United Nations Environment Programme and Cambridge University Press, Cambridge.

Hof, F.L., and Willett, L.S., 1995. The US Beekeeping Industry. USDA Agricultural Research Service, USDA, Washington, DC.

HSE., 1998a. Pesticides Incidents Report 1997/8. Health and Safety Executive, Sudbury.

HSE., 1998b. Pesticide Users and their Health: Results of HSE's 1996/7 Feasibility Study. Available at: http://www.open.gov.uk/hse/hsehome.htm

Humbert, S., Margni, M., Charles, R., Torres Salazar, O.M., Quirós, A.L., and Jolliet, O., 2007. Toxicity assessment of the main pesticides used in Costa Rica. Agriculture, Ecosystems and Environment 118: 183–190.

Hutchinson, J.J., Campbell, C.A., and Desjardins, R.L., 2007. Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. Agricultural and Forest Meteorology 142: 288–302.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, Data Distribution Center., 1999. Providing climate change and related scenarios for impacts assessments. Climatic Research Unit, University of East Anglia, Norwich, UK, CD-ROM Version 1.0, April 1999.

Izadi, E., Rashed Mohassel, M.H., Mahmoudi, G., and Dehghan, M., 2011. Evaluation of crops sensitivity to total (Mesosulforun+Metsulforun) herbicide soil residue. Journal of Plant Protection 25(2): 194-201. (In Persian with English Summary)

Kamkar, B., and Mahdavi Damghani, A.M., 2008. Principle of Sustainable Agriculture. Jihad Daneshgahi of Mashhad Press, Mashhad, Iran. (In Persian)

Klein, A.M., Vaissière, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., and Tscharntke, T., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 274(1608): 303–313.

Koocheki, A., 2002. Sustainable agriculture and environment. Report of Food Security Project, Department of Agricultural Science, Academy of Sciences of the Islamic Republic of Iran. pp. 664-605. (In Persian)

Koocheki, A., Nassiri Mahallati, M., Amin Ghafouri, A., Mahloji, M., and Fallahpour, F., 2016. Monetary value of agroecosystem services of wheat fields in Khorasan Razavi province. Agroecology 8(4): 612-627. (In Persian with English Summary)

Koocheki, A., Shabahang, J., Khorramdel, S., Azimi, R., and Aghel, H., 2010. Documentation of farming management with GIS and ArcView: A case study for agricultural research station of Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran. Iranian Journal of Field Crops Research 8(6): 909-919. (In Persian with English Summary)

Kovach, J., Petzoldt, C., Degni, J., and Tette, J., 2004. A method to measure the environmental impact of pesticides: updated EIQ values. Available at website: http://www.nysipm.cornell/edu/publications/EIQ/default.asp (verified at 20 February 2011)

Locke, M.A., and Zablotowicz, R.M., 2004. Pesticides in soil– benefits and limitations to soil health. In: P. Schjonning, S. ELmholt, and B.T. Christensen (Eds.). Managing soil quality: challenges in modern agriculture. Chapter 14. CAB international, Wallingford, England, p. 239-260.

Lv, Y., Gu, S., and Guo, D., 2010. Valuing environmental externalities from rice–wheat farming in the lower reaches of the Yangtze River. Ecological Economics 69: 1436-1442.

Mahdavi Damghani, A., Koocheki, A., Rezvani Moghaddam, P., and Nassiri Mahallati, M., 2005. Ecological Sustainability of a Wheat-cotton Agroecosystem in Khorassan. Iranian Journal of Field Crops Research 3(1): 129-142. (In Persian with English Summary)

Maheswari, S.T., and Ramesh, A., 2007. Adsorption and degradation of sulfosulfuron in soils. Environmental Monitoring and Assessment 127: 97-103.

MEA, Millennium Ecosystem Assessment., 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington DC.

Mehmet, F.G., Certel, M., and Göçmen, H., 2006. Residue contents of DDVP (Dichlorvos) and diazinon applied on cucumbers grown in greenhouses and their reduction by duration of a pre-hervest interval and post-harvest culinary applications. Food Chemistry 98: 127-135.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA)., 2005. Summary for decision makers. In: Ecosystems and Human Well-being: Synthesis, 1-24. Washington, D.C.: Island Press.

Moorman, T.B., Cowan, J.K., Arthur, E.L., and Coats, J.R., 2001. Organic amendments to enhance herbicide biodegradation in contaminated soils. Biology and Fertility of Soils 33: 541-545.

Motamedzadegan, A., Mortazavi, A., Maghsoodloo, Y., Amiri, B., and Esmailzadeh Kenari, R., 2006. Evaluation of pesticide residues in melons sprayed three times with diazinon on Khorasn-Razavi province. Agricultural Science and Technology Journal 2: 13-19.

Nassiri Mahallati, M., Koocheki, A., Rezvani, P., and Beheshti, A., 2007. Agroecology. Ferdowsi University of Mashhad Press, Mashhad, Iran 459 pp. (In Persian)

Norris, K., Potts, S.G., and Mortimer, S.R., 2010. Ecosystem services and food production. In: R.E. Hester and R.M. Harrison (Eds.) Ecosystem Services. Issues in Environmental Science and Technology. Royal Society of Chemistry Publishing, UK. 52-69.

Nosrati, A., Iranbakhsh, A.R., and Saboori, M.S., 2007. A survey on dispersion and disintegration of herbicides 2, 4 D and Atrazin in field conditions. Pajouhesh and Sazandegi (75): 86-96. (In Persian with English Summary)

Oglethorpe, D., Edgerton, N., andHanley, N., 2000. Modeling the demand and supply of environmental goods for encient public good provision. Paper presented at Annual Meeting of the Agricultural Economics Society 14-17 April, Manchester.

Paetzold, S., 1998. Herbizid anwendung im obstbu-Messung des Abbau-Von Simazin in Loessboeden. Institut fuer BodenKunde, University of Bon, Seite p. 5-30.

Pearce, D.W., and Turner, R.H., 1990. Economics of Natural Resources and the Environment. Harvester Wheatsheaf, New York.

Pedersen, T.L., 1988. Elements of toxicology and chemical risk assessment, a handbook for nonscientists, attorneys and decision makers (2nd Ed). Environmental Corporation, Washington DC, USA.

Pimentel, D., Acguay, H., Biltonen, M., Rice, P., Silva, M., Nelson, J., Lipner, V., Giordano, S., Harowitz, A., and D'Amore, M., 1992. Environmental and economic cost of pesticide use. Bioscience 42(10): 750-760.

Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kunz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Sa€ouri, R., and Blair, R., 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and con- servation benefits. Science 267: 1117-1123.

Pretty, J., Hine, R., Gee, D., and Vaz, S., 1999. The Externalities of European Agriculture: Towards Fair and Encient Pricing. European Environment Agency, Copenhagen.

Pretty, J.N., Brett, C., Gee, D., Hine, R.E., Mason, C.F., Morison, J.I.L., Raven, H., Rayment, M.D., and Van Der Bijl, G., 2000. An assessment of the total external costs of UK agriculture. Agricultural Systems 65: 113-136.

RAFI., 1997. Human Nature: Agricultural Biodiversity and Farm-Based Food Security (Report for the UN FAO, Rome). Rural Advancement Foundation International, Canada.

Rahmani, H.R., 2006. Investigation of nitrate pollution in the soil, water and plants in some agricultural fields in Baraan (Isfahan). Environmental Sciences 11: 23-34. (In Persian with English Summary)

Rao, N.S.S., 1999. Soil Microbiology. Science Publishers 407 pp.

Rezvani Moghadam, P., Ghorbani, R., Koocheki, A., Alimoradi, L., Azizi, G., and Siyamargooyi, A., 2009. Evaluation of pesticide residue in agricultural products: a case study on diazinon residue rate in tomato (*Solanum lycopersicum*), cucumber (*Cucumis sativus*) and melon (*Cucumis melo*). Environmental Sciences 6(3): 63-72. (In Persian with English Summary)

Roger, P.A., Simpson, I., Oficialc, R., Ardales, S., and Jimenez, R., 1994. Effects of pesticides on soil and water microflora and mesofauna in wetland rice fields: a summary of current knowledge and extrapolation to temperate environments. Australian Journal of Experimental Agriculture 34: 1057-1068.

Shayeghi, M., Khoobdel, M., and Vatandoos, H., 2007. Determination of organophosphorus insecticides (Malathion and Diazinon) residue in the drinking water. Pakistan Journal of Biological Sciences 10(17): 2900-2904.

Shayeghi, M., Motesadi Zarandi, S., Ladoni, H., and Shayeghi, S., 2000. Assessing Lindane residual in the rice fields surface layers: using TLC method. The Journal of Qazvin University of Medical Sciences 4(1): 29-35. (In Persian with English Summary)

Snyder, C.S., Bruulsema, T.W., Jensen, T.L., and Fixen, P.E., 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. Agriculture, Ecosystems and Environment 133: 247–266.

Soltani, A., Rajabi, M.R., Soltani, E., and Zeinali, E., 2011. Evaluation of environmental impact of crop production using LCA: wheat in Gorgan, Final Report, Research Vice-Presidency, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources 201-218. (In Persian with English summary)

Sorode, S.V., Lalitha, P., and Krishnamurty, P.N., 1981. Residues of fenthion in/on musk melon. Journal of Ethological Research 5: 179-181.

Steiner, R., McLaughlin, L., Faeth, P., and Janke, R., 1995. Incorporating externality costs in productivity measures: A case study using US agriculture. In: V. Barbett, R. Payne and R. Steiner, (Eds.), Agricultural Sustainability: Environmental and Statistical Considerations. John Wiley, New York, pp. 209-230.

Strek, H.J., 2005. The Science of Dupoint's soil residual herbicides in Canada. p. 31-44. In: R.C. Van Acker, (Ed.) Soil residual herbicides: Sience and Mnagement. Topics in Canadian weed science, volume III. Sainte Anne-de Bellevue, Quebec.

Syswerda, S.P., 2009. Ecosystem services from agriculture across a management intensity gradient in Southwest

Michigan. Ph.D. Desertation, Michigan State University.
TEEB Foundations., 2010. In: P. Kumar, (Ed.). The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Earth Scan, London, Washington.
Theng, B.K.G., Kookana, R.S., and Rahman, A., 2000. Environmental concerns of pesticides in soil and groundwater and management strategies in oceania. In: P.M. Huang and I.K. Iskandar (Eds.), Soils and Groundwater Pollution and Remediation. CRC Press. Boca Raton. Florida.
Thorstensen, C.W., and Lode, O., 2000. Laboratory degradation studies of bentazone, dichlorprop, MCPA and propiconazole in Norwegian soils. Journal of Environmental Quality 30: 947-953.
Tilman, D., Cassman, K., Matson, P., Naylor, R., and Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and the costs and benefits of intensive production practices. Nature 418: 671-677.
Tisdal, S.L., Nelson, W.L., Beaton, J.D., and Halvin, J.L., 1993. Soil Fertility and Fertilizers. 5th Edition, Mac Millan.
Torestensson, N.T.L., 1987. Microbial decomposition of herbicides in soil. p. 249-270. In: D.H. Hutson and T.R. Roberts (Eds.), Herbicides. John Wiley and Sons Publication, NY.
Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., and Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity– ecosystem service management. Ecology Letters 8(8): 857–874.
Tzilivakis, J., Jaggard K., Lewis K.A., May M., and Warner D.J., 2005. Environmental impact and economic assessment for UK sugar beet production systems. Agriculture, Ecosystems and Environment 107: 341–358.
Vidair, C.A., 2004. Age dependence of organophosphate and carbamate neurotoxicity in the postnatal rat: Extrapolation to the human. Toxicology and Applied Pharmacology 196(2): 287-302.
Walkley, A., and Black, I.A., 1934. An examination of the Degtareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science 37: 29-38.
Walter, W., 2005. Mikrobieller Abbau organische Fermedstoffe im Boden. Didaktik der chemie, University Bayreuth, Seite p. 2-4.
Willis, K., Garrod, G., and Saunders, C., 1993. Valuation of the South Downs and Somerset Levels Environmentally Sensitive Areas. Centre for Rural Economy. University of Newcastle Upon Tyne.
Winfree, R., Aguilar, A., Vazquez, D.P., Le Buhn, G., and Aizen, M.A., 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. Ecology 90: 2086-2076.
Greer, F.R., Michael M.D., and Shannon, M.D., 2005. Infant Methemoglobinemia: the role of dietary nitrate in food and water. American Academy of Pediatrics 116(3): 784 -786.

Journal of Agroecology
Vol. 13, No.2, Summer 2021, p. 211-235

نشریه بوم شناسی کشاورزی
جلد ۱۳، شماره ۲، تابستان ۱۴۰۰، ص ۲۳۵-۲۱۱

# Evaluation of Environmental Consequences of Conventional Management for Agroecosystems in Khorasan Province

**A. Koocheki[1*], S. Khorramdel[2] and L. Jafari[3]**
Submitted: 23-05-2014
Accepted: 04-08-2014

Koocheki, A., Khorramdel, S., and Jafari, L., 2021. Evaluation of environmental consequences of conventional management for agroecosystems in Khorasan province. Journal of Agroecology 13(2):211-235.

**Introduction**

Ecosystem Services frameworks are emerging as an approach of capturing the wider impacts of policy decisions or evaluating land use change in order to more comprehensively take into account the range of effects on the environment, and on the benefits humans receive from. The Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2005) defines ecosystem services as ‘‘the benefits that humans obtain from ecosystems”. Costanza et al. (1997) postulated that ecosystem services comprise of ‘‘flows of materials, energy, and information” from the natural environment to the society. Yield and production for agricultural crops have been improved during the last century, however, these achievements have caused different environmental social and safety problems for human and the environment such as increase in greenhouse gases, eutrophication of rivers, lakes and other water bodies.

This study aimed to evaluate environmental consequences of agroecosystems managed conventionally in three Razavi Khorasan, South Khorasan and North Khorasan Provinces. The environmental consequences of intensive agriculture were grouped into damages maid to natural resources such as water, air, soil, biodiversity and human health affected by over-consumption of chemical fertilizer, herbicide and pesticide.

**Materials and Methods**

Cultivated area and consumption of chemical inputs in North Khorasan, South Khorasan and Razavi Khorasan provinces during 2004-2009 were determined. Environmental impacts were calculated using six categories i.e. air (emission of greenhouse gases such as $N_2O$, $CO_2$ and $CH_4$ to the atmosphere), water (quality criteria such as $NO_3^-$ and pesticide concentrations in water), soil (amounts of $NO_3^-$, organic carbon, pesticides and herbicides in soil), biodiversity (losses of pastures, jungles and bee hives), human health (residues of Diazinone, Azinophos-Methyl and $NO_3^-$ in some vegetables) and natural resources (losses of nitrogen fertilizers via leaching and volatilization and pesticides consumption effects) affected by chemical inputs such as fertilizers, herbicides and pesticides.

**Results and discussion**

Results indicated that decreasing trends in use of chemical pesticide and herbicide were observed in different agroecosystems of Khorasan. Nitrate of water used in agricultural area was higher than allowable limit of 10 mg per liter. Residues of chemical herbicide including Diazinone and Azinophos- Methyl in irrigated water were 23.18±16.35 and 15.78±0.68 mg.kg$^{-1}$, respectively. The maximum emission of greenhouse gases including $CO_2$, $CH_4$ and $N_2O$ were calculated in Razavi Khorasan. Nitrate concentration in the soil was higher than the critical limit. Organic carbon content in natural habitat and rangeland was higher than that in the cropland. Also, total number of honey hives was increasing but the hives for local bees were almost reaching to zero in the recent years. The maximum range of nitrate for tomato, eggplant, cucumber and spinach were 1.4, 0.75, 17.15 and 7.38% higher than allowable limit, respectively. For sugar beet upper and lower limits of nitrate were lower than the allowable limit. Conclusion

Soil is a very slow forming resource, and similarly to other habitats and ecosystems, it is coming under intensifying pressures due to anthropocentric and industrial activities. Soil ecosystem services provide multiple benefits to all organisms.

---

1 and 2- Professor and Associate Professor, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran, respectively.
3- Assistant Professor of Horticultural Science Department, Facultyof Agriculture and Natural Resources,University of Hormozgann, Iran.
(* Corresponding author E-mail: akooch@um.ac.ir)
Doi:10.22067/jag.v1i1.35461

Nitrate concentration for leafy vegetable was higher than for kitchen garden plants. Nitrogen and phosphorus contents for soil in Razavi Khorasan were higher relative to North Khorasan and South Khorasan. Nitrogen enhanced soil carbon accumulation as it stimulates plant growth and its productivity. However, accumulation of soil carbon depends on the delicate balance between increased carbon inputs to soil from litter and enhanced soil respiration rates. Crop residues and manure are returned to the soil in traditional farming systems, improving soil ecosystem services and soil chemical, physical and biological characteristics. On the other hand, application of inorganic and chemical fertilizers to benefit crop yields often decreases the soil services as it has negative influences on soil structure, infiltration and water-holding capacity.

**Keywords:** Allowable limit, Critical limit, Greenhouse gas, Intensive agriculture, Pesticide